



Technical University of Denmark



Biogent og fossilt kulstof i brændbart affald i Danmark

PSO-0213: Biogenic Carbon in Danish Combustible Waste

Slutrapport

April 2012

Thomas Astrup, Anna Warberg Larsen (DTU Miljø)

Karsten Fuglsang, Niels Hald Pedersen (FORCE Technology)

Forord

Dette projekt blev udført i samarbejde af DTU Miljø, FORCE Technology, DMU og følgende industrielle partnere: AffaldVarme Aarhus, Amagerforbrænding, DONG Energy, RenoNord og Vestforbrænding. Projektet blev finansieret dels af Energinet.dk (PSO-0213) og dels af de industrielle partnere. Projektperioden varede 3 år fra 2. kvartal 2009 frem til 2. kvartal 2012.

Det overordnede formål med projektet var at forbedre datagrundlaget for beregning af udledningen af biogent og fossilt CO₂ fra affaldsforbrænding i Danmark samt at udvikle og dokumentere brugen af metoder til formålet. Betydningen af affaldets sammensætning for CO₂-udledningen blev også undersøgt.

Denne rapport dokumenterer, hvordan projektets aktiviteter blev gennemført, og hvilke konklusioner der kunne drages i henhold til de opstillede formål. Det tætte samarbejde mellem projektpartnere fra forskningsinstitutioner og industrielle anlæg var essentielt i forhold til løbende at diskutere projektets resultater og deres anvendelsesmuligheder. Planlægning og gennemførelse af CO₂-målinger og affaldskarakterisering på udvalgte anlæg forløb meget tilfredsstillende på grund af et stort engagement fra alle projektpartnere.

Som en del af projektets dokumentation blev der udarbejdet tre videnskabelige artikler baseret på de væsentligste af projektets resultater. Artiklerne, som fremgår af denne liste, er vedlagt som Bilag 1-3:

- 1) Larsen, A. W., Astrup, T. (2011). CO₂ emission factors for waste incineration: Influence from source separation of recyclable materials. *Waste Management* 31, 1597–1605.
- 2) Fuglsang, K., Pedersen, N.H., Larsen, A.W., Astrup, T (2012). Variations in biogenic and fossil CO₂ emissions from Danish waste incinerators measured by radiocarbon dating of long-term samples of CO₂. Manuskript.
- 3) Larsen, A.W., Fuglsang, K., Pedersen, N.H., Fellner, J., Rechberger, H., Astrup, T. (2012): Biogenic carbon in combustible waste: variability of waste composition and measurement uncertainty. Manuskript.

Rapportens forfattere ønsker at takke alle involverede projektpartnere og medarbejdere i deres organisationer, der med stor interesse og vilje har bidraget til gennemførelse af projektet.

Derudover har AffaldPlus ydet et meget stort bidrag til projektet ved at stille Næstved Forbrændingsanlæg til rådighed under målekampagnen. Særlig stor tak til medarbejderne i driften på anlægget, der med stor hjælpsomhed bidrog til målekampagnen med arbejdstimer og ekspertise.

Ligeledes særlig stor tak til Johann Fellner og Helmut Rechberger fra Technische Universität Wien, Mogens Weel fra Weel&Sandvig og Christian Riber fra Rambøll, som har bidraget med resultater fra forskellige metoder til beregning af CO₂-udledning. De to sidstnævnte har desuden deltaget i en række projektmøder. Samarbejdet med disse partnere var ligeledes essentielt for projektets resultater.

Sidst men ikke mindst tak til deltagerne i projektstyregruppen, som løbende bidrog med faglige input til projektet og til skabelse af konsensus om projektets forsøg og resultater. Styregruppen bestod af repræsentanter fra DTU Miljø, FORCE Technology, DMU, AffaldPlus, AffaldVarme Aarhus, Amagerforbrænding, DONG Energy, RenoNord, Vestforbrænding, Energistyrelsen og Miljøstyrelsen.

Resumé

Det overordnede formål med projektet var at forbedre datagrundlaget for beregning af udledningen af biogent og fossilt CO₂ fra affaldsforbrænding i Danmark samt at udvikle og dokumentere brugen af metoder til formålet. Projektet omhandlede først og fremmest ¹⁴C-analyse af røggasprøver, men andre metoder baseret på energi- og massebalancer samt modellering af affaldssammensætningen blev også anvendt og evalueret.

Et væsentligt element i projektet var udvikling af det nødvendige udstyr til langtidsprøvetagning af røggas fra affaldsforbrændingsanlæg. CO₂ fra den opsamlede røggas blev i laboratoriet analyseret ved ¹⁴C-metoden for bestemmelse af den biogene hhv. fossile andel af kulstoffet. På fem danske forbrændingsanlæg blev gennemført i alt 44 prøvetagninger af røggas. Målingerne bestod af 10 månedsmålinger på ét anlæg, 3 ugemålinger på 5 anlæg, 7 døgnmålinger på to anlæg samt 5 døgnmålinger med kontrolleret affaldsinput på et enkelt anlæg.

På grundlag af projektet blev den tidsmæssige og anlægsmæssige variation i CO₂-udledning fra affaldsforbrænding dokumenteret, og endvidere blev CO₂-udledningens relation til affaldets sammensætning vurderet. Projektet havde specifik fokus på fastlæggelse af usikkerhederne ved bestemmelserne.

- Den relative standardafvigelse blev for en enkelt måling bestemt til 6,4% (95% konfidensinterval for en prøve med 62% biogent kulstof). Den relative standardafvigelse mellem parallelt udførte målinger blev bestemt til mellem 1% og 5%. Usikkerhederne svarer til det generelt opnåelige ved vådkemiske målinger af gasformige stoffer.
- Resultaterne af målinger på fem forbrændingsanlæg viste, at der var betydelige variationer i udledningen af biogent og fossilt CO₂, dels mellem de enkelte anlæg og dels over tid fra enkelte anlæg.
- Det gennemsnitlige totalkulstofindhold i affald varierede for de fem undersøgte anlæg fra 255-341 kg/ton og den gennemsnitlige andel af biogent kulstof fra 55%-69%.
- Emissionsfaktorer estimeret for hvert af de fem forbrændingsanlæg varierede fra 29 til 51 kg fossilt CO₂ per GJ indfyret, hvilket dokumenterer betydelige forskelle på affaldets CO₂-belastning mellem anlæg.
- På baggrund af projektets resultater blev en national CO₂-emissionsfaktor for affaldsforbrænding estimeret til 37 kg/GJ under antagelser af, at målingerne var repræsentative for affaldsforbrænding i Danmark generelt.
- To metoder til beregning af andelen af biogent og fossilt kulstof i affaldet blev afprøvet parallelt med målingerne i projektet. Resultaterne viste, at beregningsmetoderne kunne identificere de samme variationer i biogent CO₂ på døgnniveau som røggasmålingerne og med tilsvarende usikkerhed på resultatet.

Indhold

1.	Indledning.....	3
1.1.	Baggrund	3
1.2.	Status.....	4
1.3.	Metoder	4
1.4.	Formål	5
1.5.	Formidling	6
1.6.	Rapportens opbygning	8
2.	Forsøgsrække	9
2.1.	Valg af anlæg.....	9
2.2.	Design af forsøg.....	9
2.3.	Affaldstyper i forsøgene	11
2.4.	Kontrolleret affaldsinput.....	12
3.	Metode.....	14
3.1.	Prøvetagning	14
3.2.	Analyse	16
3.3.	Usikkerhedsbudget.....	17
3.4.	Beregning af kulstofindhold og emissionsfaktor.....	18
3.5.	Kulstofflow i forbrændingsprocessen	19
4.	Forsøgsresultater	20
4.1.	Måleresultater.....	20
4.2.	Beregning af kulstofindhold	23
4.3.	Beregning af national emissionsfaktor.....	24
4.4.	Affaldstyper og affaldsfraktioner	25
4.4.1.	Modellering og litteraturstudie.....	25
4.4.2.	Affaldsspecifikke forsøg	26

4.4.3.	Målinger på fem anlæg	27
4.4.4.	Samlet vurdering af affaldstyper.....	27
4.5.	Evaluering af andre metoder	27
4.5.1.	Modellering af affaldssammensætning.....	27
4.5.2.	Beregningsmetoder	28
4.6.	Indikatorer for CO ₂ -udledning.....	30
4.7.	Målestrategi	31
5.	Konklusioner.....	34
6.	Litteratur	37
7.	Bilagliste.....	39

Bilag

Bilag 1: Artikel om CO₂-emissionsfaktorer og kildesortering

Bilag 2: Artikel om målemetode og variation

Bilag 3: Artikel om affaldssammensætning og metodesammenligning

Bilag 4: Affaldssammensætning i forsøgene

Bilag 5: Referenceværdier i ¹⁴C-analyser

Bilag 6: Kulstofflow i forbrændingsprocessen

Bilag 7: Resultater

Bilag 8: Beregning af national emissionsfaktor

Bilag 9: Rapport fra TU Wien om forsøg med kontrolleret affaldsinput på Næstved Forbrændingsanlæg

Bilag 10: Rapport fra TU Wien om døgnmålinger på Næstved Forbrændingsanlæg

Bilag 11: Beskrivelse af WS.BioCarbon Prediction Model

1. Indledning

1.1. Baggrund

CO₂ fra fossile energikilder er den drivhusgas, der giver det største bidrag til de menneskeskabte klimaforandringer, og en række politiske instrumenter såsom reduktionsmål, certificeringssystemer og udledningskvoter skal hjælpe med til at nedbringe udledningen.

Opgørelse af fossil CO₂ fra energiforsyning er relativt enkelt for homogene brændsler som kul og olie, der har et kendt kulstofindhold. Vanskeligere er det for blandede brændsler som forbrændingseget affald, hvor indholdet af biogene og fossile materialer kan variere meget.

Affaldsforbrændingsanlæg står for en væsentlig del af elektricitets- og fjernvarmeproduktionen i Danmark, men opgørelse af produktionens udledning af fossil CO₂ er baseret på antagelser om affaldets indhold af biogene og fossile materialer og ikke på faktiske målinger. Det gør, at de nationale CO₂-opgørelser er behæftet med en vis usikkerhed i relation til affaldet. Bedre karakterisering af affald som brændsel er nødvendig for at opgøre kunne drivhusgasudledningen og nå reduktionsmålene i den ikke-kvotebelagte sektor. I den situation at affaldsforbrænding bliver inkluderet i kvotehandelsystemet, vil der blive stillet krav om nøjagtig måling af CO₂-udledningen på de enkelte anlæg. Der vil således blive behov for pålidelige målemetoder.

I dag bliver det forbrændingsegnet, ikke-genanvendelige affald primært brændt på forbrændingsanlæg, men affaldsbehandlingen vil med stor sandsynlighed gennemgå store forandringer i de kommende år. Affald vil kunne anvendes i andre former for energiteknologier, fx medforbrænding af RDF (refuse-derived fuel), forgasning og produktion af forskellige biobrændsler. I alle tilfælde vil det være nødvendigt med karakterisering af affaldet for at opgøre udledningen af CO₂ og CH₄ fra energiproduktionen. Liberalisering af markedet for forbrændingseget affald vil også kunne betyde, at affald kan flyttes fra forbrændingsanlæg til andre anlægstyper, hvor udledningen af CO₂ skal dokumenteres. Samtidig kan flere nye affaldstyper komme i spil som brændsel (fx farligt affald, imprægneret træ, shredderaffald, slam, vindmøllevinger og have-/parkaffald).

En anden vigtig udvikling er, at sammensætningen af forbrændingseget affald ændres over tid. En ændring af kildesortering og nye indsamlingsordninger vil påvirke sammensætningen af restaffaldet til forbrænding. Affaldets sammensætning ændres også generelt som følge af dels materialevalget i produkter og dels væksten i forskellige sektorer. Endelig vil der formentlig fremover blive importeret mere forbrændingseget affald, hvilket også kan betyde ændringer i den samlede CO₂-udledning fra affaldsforbrænding.

Uanset valg af affaldsbehandlingsformer i fremtiden vil affald komme til at spille en rolle i produktionssystemer, hvor der er politisk fokus på reduktion af drivhusgasser. Bedre kendskab til affaldets kulstofindhold og dertil udvikling af egnede målemetoder er derfor essentielt for kunne følge udviklingen i udledning af drivhusgasser og proaktivt tage beslutninger om fremtidige affaldsbehandlings- og energiteknologier.

1.2. Status

CO₂-udledning fra energiproduktion beregnes ofte ud fra en standardemissionsfaktor for brændslet, givet i kg fossil CO₂ per GJ indfyret energi, eller blot skrevet som kg/GJ. Emissionsfaktorer anvendes bl.a. til den årlige nationale opgørelse af drivhusgasser, som foretages af DMU (Nielsen et al., 2008).

For affald som et brændsel har emissionsfaktoren været baseret på tilgængelig viden om forbrændingsegnet affalds indhold af fossilt materiale, dvs. primært plast i form af emballage, tekstiler, brugsgenstande osv. Ved projektets start anvendte DMU en emissionsfaktor på 17,6 kg/GJ, men andre studier havde indikeret, at emissionsfaktoren formentligt var højere, omkring 30-35 kg/GJ (Astrup, 2009, Crillesen, 2008, Møller et al., 2008). På den baggrund har DMU allerede i 2010 reguleret emissionsfaktoren til 32,5 kg/GJ.

Heller ikke internationalt tegner der sig et entydigt billede af, hvor stor udledningen af fossilt CO₂ fra affaldsforbrænding er. Nogle europæiske lande angiver emissionsfaktorer omkring 20-30 kg/GJ, mens andre anvender værdier op til 70-90 kg/GJ, hvilket er tæt på kul og olie (Nielsen & Lyck, 2008). Andre undersøgelser bekræfter også, at indholdet af biogent kulstof i affald varierer meget, uden at det dog er klarlagt, hvilke forskelle i affaldssystemer der forårsager denne variation. Undersøgelser fra forskellige europæiske lande viser, at andelen af biogent kulstof kan variere fra 47-99% af totalkulstofindholdet (Bilag 1). Flere detaljer om litteraturen på området er gengivet i Bilag 1.

1.3. Metoder

Der findes en række metoder, hvormed indholdet af biogent kulstof i blandede materialer kan bestemmes:

- 1) Selective Dissolution, se fx (CEN, 2007). Ved denne analysemetode udtages en faststofprøve af brændslet, som opløses i en blanding af svovlsyre og brintoverilte. Biogene materialer er generelt opløselige i denne blanding, mens fossile materialer generelt ikke er det. Metoden er dog behæftet med usikkerhed, da visse biogene materialer ikke opløses, og nogle fossile materialer gør det. Endvidere foretages analysen på en lille prøve af brændslet, typisk nogle få gram. Da affald har et meget varierende indhold af forskellige materialer, stilles der store krav til prøvetagningsproceduren. Omkostningerne hertil kan i praksis være så store, at metoden ikke kan anvendes til bestemmelse af kulstofindholdet i brændslet.
- 2) Kulstof-14-analyse (¹⁴C-analyse) på faststof, se fx (CEN, 2008). Denne metode tager udgangspunkt i at bestemme indholdet af ¹⁴C i prøven, da dette er proportionalt med indholdet af biogent kulstof. Alt levende optager ¹⁴C i organismens levetid, men i fossile materialer er det radioaktive ¹⁴C (næsten) helt henfaldet. Derfor kan målbart ¹⁴C alene henføres til affaldets biogene kulstof. Som for ovennævnte metode gælder det, at det kan være omkostningstungt at udtage en repræsentativ prøve.
- 3) Kulstof-14-analyse på gasprøve. Analysemetoden er den samme som beskrevet ovenfor, men foretages i stedet på en prøve udtaget af røggassen, hvor alt kulstoffet er omdannet til CO₂, se fx (ASTM, 2008). Fordelen herved er, at røggas er en homogen blanding i

modsatning til affald, og det er derfor lettere at udtage en repræsentativ prøve. En ny EN/ISO standard for måling af biogent og fossilt CO₂ i røggas med kulstof-14-metoden er i øjeblikket under udarbejdelse (ISO, 2011).

- 4) Sorteringsanalyser og materialestrømsanalyser. Affaldets materialesammensætning kan bestemmes enten ud fra sortering (fx opdelt i biogene materialer som bioaffald, papir, pap og fossile materialer som plast og gummi), se fx (CEN, 2007) eller ud fra beregning af materialeforbruget i samfundet. Dette kan kombineres med analyser af materialernes kulstofindhold. På baggrund af en beregning eller måling af specifikke materials andel i affald samt deres kulstofindhold kan den samlede andel af biogent kulstof beregnes. Sorteringsanalyser kan give en god karakterisering af affaldets materialesætning og bruges til at følge udviklingen over tid. Imidlertid kan det være omkostningstungt at foretage sorteringsanalyser. En anden ulempe er, at ikke alle materialer kan genkendes i affald, og derfor er der typisk en stor rest af ukarakteriseret affald.
- 5) Modellering. Hvis affaldssammensætningen er analyseret, kan den indgå i modellering af forskellige udviklingstendenser, som vil have indvirkning på CO₂-udledningen fra forbrænding. Dette anvendes fx i miljøvurderingsværktøjer som EASEWASTE (DTU Miljø, 2008). Sådanne teoretiske beregninger kan reducere behovet for hyppige analyser, men det vil være nødvendigt at sikre, at datagrundlaget bliver opdateret.
- 6) Energi- og massebalancer. Med denne metode opstilles et kompleks system af ligninger for forbrændingsprocessen, fx for masseflow, energiflow og ilt- og kuldioxidkoncentrationer. Ved at løse ligningssystemet kan affaldets oprindelige indhold af biogent kulstof beregnes. Metoden bygger det faktum, at iltforbrug og energifrigørelse ved forbrænding er forskelligt for biogene og fossile materialer (Fellner et al., 2007).

Fælles for metoderne (1) – (4) er, at de kan foretages efter internationale standarder eller vejledninger, fx standarder for karakterisering af SRF (Solid Recovered Fuels), som anvendes på bl.a. cementværker (ASTM, 2008, CEN, 2007, CEN, 2008).

Der er eksempler på anvendelse af alle metoderne til bestemmelse af kulstof i affald, men i sær metode (3) og (6) har potentiale til at kunne anvendes til løbende overvågning af CO₂-udledning fra affaldsforbrænding med relativt lave omkostninger.

1.4. Formål

Det overordnede formål med projektet er at forbedre datagrundlaget for beregning af udledningen af biogent og fossilt CO₂ fra affaldsforbrænding i Danmark samt at udvikle og dokumentere brugen af metoder til formålet.

Projektet har først og fremmest omhandlet ¹⁴C-analyse af røggasprøver, da denne metode har potentiale til at kunne anvendes til repræsentativ bestemmelse af CO₂-udledning med relativt lave omkostninger. Den bygger på kendte prøvetagnings- og analyseprocedurer og ved langtidspåretagning kan variation i CO₂-udledning som følge af affaldets varierende sammensætning håndteres. Derudover er forskellige andre metoder baseret sig på energi- og

massebalancer samt modellering af affaldssammensætning blevet anvendt og evalueret, da disse også potentielt kan anvendes til enkel bestemmelse af CO₂-udledning.

Dette forventes at give bedre viden om variation i CO₂-udledning fra affaldsforbrænding, tidsmæssig såvel som geografisk, med kobling til variationer i affaldets sammensætning. På baggrund heraf kan emissionsfaktorer for affald opdateres og nye anbefalinger til målemetoder udarbejdes.

Følgende delformål for projektet var specificeret:

- 1) Udvikling af prøvetagningssystem til flowproportional langtidsprøvetagning af røggas fra danske forbrændingsanlæg.
- 2) Dokumentation af prøvetagnings- og analyseprocedurer til bestemmelse af biogent kulstof i affald på danske forbrændingsanlæg, herunder dokumentation af den statistiske usikkerhed på måleresultaterne.
- 3) Bestemmelse af indholdet af biogent kulstof i røggas fra fem danske forbrændingsanlæg gennem tre målekampagner på hvert anlæg.
- 4) Bestemmelse af korttidsvariation (dag-til-dag) og langtidsvariation (måned-til-måned) i indholdet af biogent kulstof i affaldet på udvalgte forbrændingsanlæg.
- 5) Bestemmelse af indholdet af biogent kulstof i udvalgte affaldstyper, fx dagrenovation, erhvervsaffald og forskellige miks af affaldstyper.
- 6) Evaluering af måleresultater for biogent kulstof i forhold til indsamlede data såsom driftsdata fra forbrændingsanlæg og information af affaldstyper og opland.
- 7) Kalibrering af udvalgte metoder til bestemmelse af indholdet af biogent kulstof i forbrændingseget affald og evaluering af metodernes anvendelighed.
- 8) Bestemmelse af bidraget fra forskellige affaldsfraktioner i dansk husholdnings- og erhvervsaffald dels på baggrund af DTU's aktiviteter om karakterisering af affald i forbindelse med livscyklusvurderingsmodellen EASEWASTE og dels på baggrund af resultater fra dette projekt.
- 9) Identifikation af indikatorer, der kan anvendes til bestemmelse af forbrændingseget affalds indhold af biogent kulstof, så vidt det er muligt ud fra projektresultaterne.

1.5. Formidling

Gennem projektføreløbet blev det tilstræbt at inddrage så bred en interessentkreds som muligt, udover styregruppen, for at fremme vidensdeling med interessenter og skabe konsensus om projektets resultater. Dette er sket ved at holde et åbent projektseminar midtvejs i projektføreløbet samt løbende at invitere interessenter til at deltage i diskussionen af relevante emner på styregruppemøderne.

Det var planlagt to åbne projektseminarer. Det første blev afholdt midtvejs i projektet og havde fokus på præsentation af metodeudvikling, forsøgsrække og de første måleresultater samt præsentation af aktuel viden om måling af biogent kulstof. Det næste projektseminar blev planlagt til afholdelse efter denne rapport afslutning og omhandlede formidling af projektets resultater, evaluering og anbefalinger af målemetoder samt perspektiver for myndigheders anvendelse af CO₂-bestemmelse. En bred kreds af personer fra private og offentlige virksomheder indenfor affald- og energiområdet deltog i begge møder.

Projektets resultater blev formidlet internationalt ved udarbejdelse af tre videnskabelige artikler og præsentationer på tre konferencer og seminarer. Artiklerne omhandlede dokumentation af målemetode, måleresultaternes variation og metodesammenligninger og udgjorde således en væsentlig del af projektdokumentationen. De er vedlagt som Bilag 1, 2 og 3 i denne rapport.

Endvidere har projektet været omtalt på adskillige danske møder og seminarer samt i dagspressen.

Nedenstående liste opsummerer de væsentligste formidlingsaktiviteter i relation til projektet:

- | | |
|-------------------|--|
| Projektseminar | Åbent seminar afholdt på DTU torsdag d. 19. august 2010 "Biogent kulstof i forbrændingsegnet affald". 36 deltagere. |
| Projektseminar | Åbent seminar afholdt på Vestforbrænding d. 30. marts 2012 "Resultater, konklusioner og perspektiver fra forskningsprojektet". 29 deltagere. |
| Forskningsartikel | Larsen, A. W., Astrup, T. (2011). CO ₂ emission factors for waste incineration: Influence from source separation of recyclable materials. <i>Waste Management</i> 31, 1597–1605. |
| Forskningsartikel | Fuglsang, K., Pedersen, N.H., Larsen, A.W., Astrup, T (2012). Variations in biogenic and fossil CO ₂ emissions from Danish waste incinerators measured by radiocarbon dating of long-term samples of CO ₂ . Manuskript. |
| Forskningsartikel | Larsen, A.W., Fuglsang, K., Pedersen, N.H., Fellner, J., Rechberger, H., Astrup, T. (2012): Biogenic carbon in combustible waste: variability of waste composition and measurement uncertainty. Manuskript. |
| Konferencebidrag | Astrup, T. (2009). Estimating contents of biogenic and fossil carbon in municipal solid waste. <i>Sardinia Symposium 2009, Italy</i> . |
| Konferencebidrag | Larsen, A.W., Astrup, T. (2010). Variation of CO ₂ emission factors for incineration of household waste. <i>Venice Symposium 2010, Italy</i> . |
| Konferencebidrag | Fuglsang, K., Pedersen, N.H., Larsen, A.W., Astrup, T. (2011). Measurement method for determination of the ratio of biogenic and fossil-derived CO ₂ in stack gas. <i>10th Int. Conference on Emissions Monitoring, 5–7 Oct 2011, Prague, The Czech Republic</i> . |

Indlæg på seminar	"Biogenic carbon in Danish combustible waste", Thomas Astrup, CEWEP Workshop, 3. Marts 2011
Indlæg på seminar	"Biogenic carbon in Danish combustible waste", Thomas Astrup, ISWA BEACON, Malmø, 3. November 2011
Indlæg på seminar	"Fossilt og biogent kulstof i dansk brændbart affald". Thomas Astrup, DAFONET årsmøde, 21. Marts 2012
Indlæg på seminar	"Fossil content in combustible waste and associated CO2 emissions", Thomas Astrup, ISWA Waste & Climate Conference, 20. April 2012.
Dansk artikel	Dansk artikel om CO2-beregning til jubilæumsavis fra RenoSam 2012.
Dansk artikel	"Miljøsynderen Danmark", DTU Avisen, nr. 3 2011
Dansk artikel	Notits i Politiken lørdag d. 5. marts 2011
Radio	Interview i P1 Morgen, Thomas Astrup, torsdag d. 3. marts 2011

1.6. Rapportens opbygning

Design af forsøgsrækken for CO₂-målinger, som var det centrale element i projektet, gennemgås i kapitel 2. Metode for prøvetagning, analyse og databehandling beskrives dernæst i kapitel 3. I kapitel 4 gennemgås alle projektets resultater. Først præsenteres alle måleresultater (4.1), beregning af kulstofindhold mm. (4.2) samt beregning af national emissionsfaktor (4.3). Dernæst undersøges resultaternes sammenhæng med affaldstyper og affaldsfraktioner (4.4). Efterfølgende evalueres andre metoder til bestemmelse af biogent kulstof (4.5) samt anvendelse af indikatorer (4.6) Til sidst diskuteres mulige målestrategier (4.7). I kapitel 5 opsummeres projektets konklusioner.

2. Forsøgsrække

2.1. Valg af anlæg

Det var fra projektets start besluttet at foretage målinger på fem forbrændingsanlæg for at undersøge, hvordan indholdet af biogent kulstof i affald varierer over tid og sted. Det var ønskeligt, at de fem anlæg havde en vis geografisk spredning samt dækkede store og forskelligartede oplande, så alle affaldstyper var repræsenteret i målingerne. Selve anlægstypen var uvæsentlig for målingerne.

Det blev i styregruppen besluttet at lade Vestforbrændings anlæg i Glostrup, Amagerforbrændings anlæg, Odense Kraftvarmeværk og AffaldVarme Aarhus's anlæg indgå i forsøgsrækken. Disse hører alle til blandt de største anlæg i Danmark, og derved blev mest muligt affald og forskellige landsdele repræsenteret i forsøgene.

Vestforbrænding blev udvalgt til målingerne af korttids- og langtidsvariation, da det var muligt at repræsentere mest muligt affald på grund af anlæggets store kapacitet. Desuden blev der lagt vægt på, at anlægget var lettilgængeligt i forbindelse med de mange målinger.

Næstved Forbrændingsanlæg, AffaldPlus, blev udvalgt til de affaldsspecifikke målinger og indgik også som det femte anlæg i forsøgsrækken med variation over tid og sted. For de affaldsspecifikke målinger blev der lagt vægt på at vælge et anlæg med lille kapacitet ud fra et ønske om at skulle indsamle og håndtere så små affaldsmængder som muligt samt, at det var muligt at fremskaffe de ønskede affaldstyper i anlæggets almindelige opland med henblik på at minimere transporten. Endelig skulle anlægget have den nødvendige kapacitet til eventuel oplagring og forbehandling af de udvalgte affaldstyper.

2.2. Design af forsøg

Der blev i alt gennemført 44 målinger i form af 10 månedsmålinger, 5 x 3 ugemålinger, 2 x 7 døgnmålinger og 5 affaldsspecifikke forsøg. Månedsmålinger blev så vidt muligt gennemført i direkte forlængelse af hinanden. Døgnmålingerne blev gennemført over syv på hinanden følgende døgn parallelt med en ugemåling, dels på Vestforbrænding og dels på Næstved Forbrændingsanlæg. Målingerne blev gennemført i perioden maj 2010 til juli 2011. Tabel 1 og Tabel 2 viser oversigter over alle målinger med information om dato, forsøgslængde og affaldsmængde. Under målingerne VF-M4, NF-U2 og NF-A1 var det nødvendigt at afbryde målingen før planlagt på grund af tekniske problemer. I alle tilfælde blev der opsamlet tilstrækkelig meget CO₂ til, at prøverne kunne anvendes alligevel.

Tabel 1. Oversigt over forsøgsrækken med fokus på variation over tid og sted. For hver måling er angivet forsøgs-ID, startdato, varighed og affaldsmængde.

Anlæg	Forsøgstype	ID	Startdato	Varighed [timer]	Mængde [tons]
Vest- forbrænding, linie 5	Måned	VF-M1	02-09-2010	667	20113
		VF-M2	30-09-2010	696	19380
		VF-M3	05-11-2010	770	22389
		VF-M4	16-12-2010	480	14860
		VF-M5	05-01-2011	693	21635
		VF-M6	03-02-2011	653	21244
		VF-M7	02-03-2011	717	22171
		VF-M8	11-04-2011	669	18146
		VF-M9	17-05-2011	725	20751
		VF-M10	16-06-2011	767	21791
	Uge	VF-U1	29-10-2010	167	4850
		VF-U2	15-02-2011	168	5770
		VF-U3	16-06-2011	167	4725
	Døgn	VF-D1	29-10-2010	24	740
		VF-D2	30-10-2010	23	641
		VF-D3	31-10-2010	23	595
		VF-D4	01-11-2010	23	679
		VF-D5	02-11-2010	24	703
		VF-D6	03-11-2010	24	682
		VF-D7	04-11-2010	24	754
Næstved Forbrændings- anlæg, linie 4	Uge	NF-U1	25-08-2010	169	1349
		NF-U2	17-01-2011	110	956
		NF-U3	29-03-2011	167	996
	Døgn	NF-D1	25-08-2010	24	183
		NF-D2	26-08-2010	24	193
		NF-D3	27-08-2010	23	184
		NF-D4	28-08-2010	23	173
		NF-D5	29-08-2010	23	170
		NF-D6	30-08-2010	24	205
		NF-D7	31-08-2010	24	218
Amager- forbrænding, line 1	Uge	AF-U1	09-09-2010	168	2721
		AF-U2	05-01-2011	168	2401
		AF-U3	07-06-2011	166	2654
Odense Kraftvarmeværk, line 12	Uge	OF-U1	15-11-2010	161	1147
		OF-U2	01-02-2011	168	1352
		OF-U3	17-05-2011	165	1257
Aarhus Forbrændings- anlæg, line 4	Uge	ÅF-U1	08-11-2010	166	2734
		ÅF-U2	25-01-2011	165	2735
		ÅF-U3	24-05-2011	165	2856

Tabel 2. Oversigt over forsøgsrækken med affaldsspecifikke forsøg. For hver måling er angivet forsøgs-ID, startdato, varighed og affaldsmængde.

Anlæg	Forsøgstype	ID	Startdato	Varighed [timer]	Mængde [tons]
Næstved Forbrændings- anlæg, linie 4	Affaldssmiks	NF-A1	18-05-2010	18	159
		NF-A2	21-05-2010	24	212
		NF-A3	27-05-2010	24	209
		NF-A4	01-06-2010	24	210
		NF-A5	04-06-2010	24	208

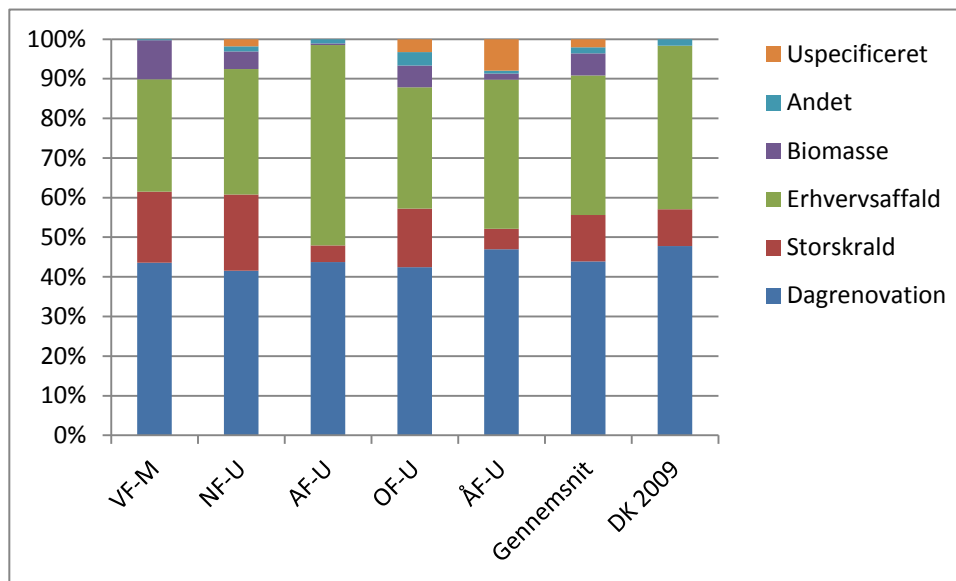
2.3. Affaldstyper i forsøgene

Målingerne skulle foretages under normal drift, hvilket betød at det indfyrede affald skulle være det affald, som anlæggene almindeligvis anvendte. Affald indvejet i forsøgsperioden blev registreret til senere analyse af affaldets repræsentativitet og sammensætning. Det kunne med rimelighed formodes, at det indvejede affald også var identisk med det affald, der blev indfyret under målingerne, da affaldets opholdstid i siloen var kort, og da affaldet blev tilfældigt fordelt på ovnliniere. Karakterisering af affaldet tog udgangspunkt i den almindelige kategorisering af affaldstyper, der anvendtes på anlægget. Da der ikke var anvendt samme praksis for kategorisering på alle anlæggene, var det kun muligt at inddele forsøgsaffaldet i fem hovedaffaldstyper, som var dagrenovation, storskrald, erhvervsaffald, biomasse og andet i form af særlige affaldsfraktioner samt en kategori for uspecificeret affald.

- **Dagrenovation** dækkede over dagrenovation fra husholdninger.
- **Storskrald** bestod af småt og stort brændbart affald fra genbrugspladser og storskraldsordninger for private. Affaldet fra genbrugspladser kunne indeholde affald fra erhverv, da virksomheder også havde adgang til genbrugspladser.
- **Erhvervsaffald** var generelt ikke specificeret på affaldstyper såsom serviceaffald og industriaffald (kun på Vestforbrænding). Stort og småt brændbart, som ikke var kategoriseret som dagrenovation eller storskrald, blev antaget at være erhvervsaffald. Herunder forekom også affald fra forsortering, fra omlastning og tilbageført fra mellemdeponi. Dagrenovationslignende erhvervsaffald udgjorde en lille del af erhvervsaffaldet, men var ikke opgjort særskilt på alle anlæg.
- **Biomasse** dækkede over forskellige former for have- og parkaffald såsom flis og træørdder samt halm, affaldstræ og rester fra biologisk behandling af affald. Alt biomasse er biogent materiale, men kulstofindhold og brændværdi kan variere meget afhængig af vandindhold og evt. jord og sand.
- **Andet** dækkede over affaldsfraktioner, som af forskellige årsager var uspecificerede i opgørelsen af indvejet affald. Det drejede sig om fraktionerne Ethanol, Klinisk risikoaffald, Medicinaffald, Fortroligt materiale, Kreosotbehandlet træ, Maling- og lakaffald, PUR-skum, Miljøfarligt affald, Kød- og benmel og Ristegods. Nogle af disse fraktioner er enten overvejende biogene eller overvejende fossile og kan desuden have

en meget lav eller meget høj brændværdi. Derfor kan de være interessante at være opmærksomme på ved bestemmelse af en CO₂-emissionsfaktor. Imidlertid forekom de i praksis kun lejlighedsvis og i små mængder og vurderes derfor at være uden betydning for forsøgenes resultater.

Den gennemsnitlige affaldssammensætning på hvert af de fem anlæg er vist i Figur 1 sammen med gennemsnittet for alle fem anlæg, vægtet efter affaldsmængde, og sammensætningen af alt forbrændingseget affald i Danmark år 2009, eksklusiv rensningsanlæg (Miljøstyrelsen, 2011). Der er god overensstemmelse mellem affaldet i forsøgene og det nationale affald, med det forbehold, at kategoriseringsprincipperne kan være forskellige. De udvalgte anlæg og målingerne kan derfor siges at være repræsentative for dansk forbrændingseget affald.



Figur 1. Affaldssammensætning for hvert anlæg, vægtet gennemsnit samt sammenligning med sammensætning af dansk forbrændingseget affald 2009 (Miljøstyrelsen, 2011).

Affaldssammensætningen, som den så ud i måleperioderne på de fem anlæg (Figur 1), er sammenlignet med anlæggenes affaldssammensætning for hele forsøgsperioden (august 2010-juli 2011) for at undersøge om stikprøvemålingerne var repræsentative for det enkelte anlæg. For alle fem anlæg var gennemsnittet af stikprøverne repræsentativt for hele året, selvom der forekom visse udsving som følge af variation i fordelingen af affaldstyper over året. Resultatet af sammenligningerne kan ses i Bilag 4.

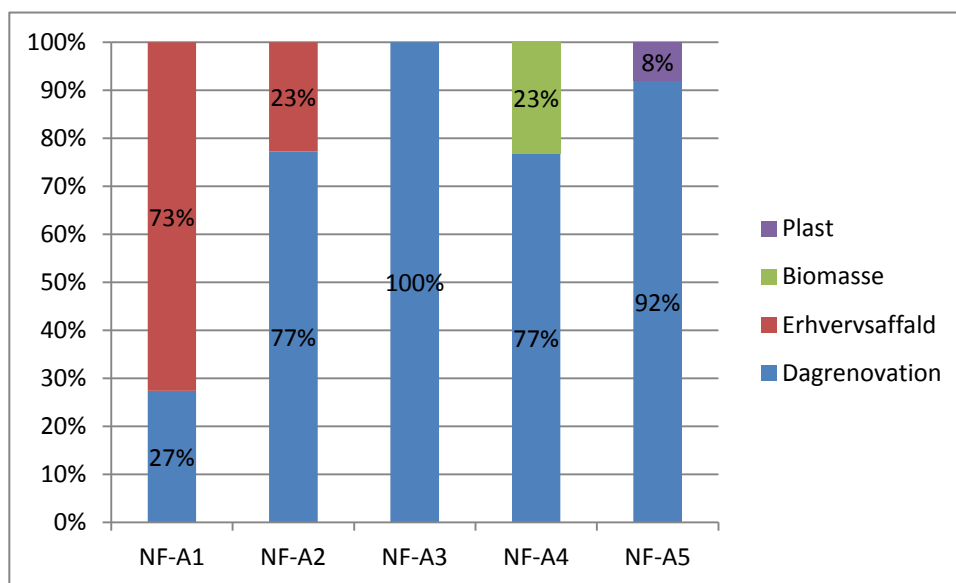
2.4. Kontrolleret affaldsinput

Der fandtes ved projektets start ingen god karakterisering af kulstofindholdet i forskellige affaldstyper, da disse har en meget uhomogen materialesammensætning. Derfor blev det besluttet først og fremmest at undersøge kulstofindholdet i de mest almindelige affaldstyper samt realistisk yderpunkter af intervallet, da dette vurderedes at være mest relevant i forhold til at estimere en generel emissionsfaktor.

På Næstved Forbrændingsanlæg blev der gennemført fem forsøg med kontrolleret affaldsinput. En detaljeret beskrivelse af forsøgene findes i Bilag 3, mens der her kort redegøres for valget af affaldstyper i forsøgene. De faktiske blandingsforhold i forsøgene er vist i Figur 2.

Der blev opstillet tre forsøg (NF-A1, NF-A2, NF-A3), hvor dagrenovation og erhvervsaffald blev blandet i forskellige forhold for at afspejle den variation, som almindeligvis forekommer. Dagrenovation blev brugt som basisaffald i alle forsøgene for at opnå en god karakterisering af denne affaldstype. Der blev lavet et forsøg med ren dagrenovation og to forsøg, hvor der på mængdebasis blev iblandet $\frac{1}{4}$ henholdsvis $\frac{3}{4}$ erhvervsaffald. Kategorien erhvervsaffald dækkede i denne forbindelse over affald fra både erhverv og genbrugspladser, da det ikke var muligt at holde disse affaldstyper adskilt.

For at undersøge yderpunkterne for indholdet af biogent kulstof i forbrændingseget affald blev der også opstillet to forsøg med iblanding af mest muligt biogent materiale i form af knust træaffald (NF-A4) og mest muligt fossilt materiale i form af plastaffald (NF-A5). Dette skulle afspejle den situation, hvor det blandede våde affald tilsættes en betydelig mængde homogent affald med højt kulstof- og energiindhold, som vil have stor indvirkning på fordelingen af biogent og fossilt kulstof samt emissionsfaktoren. Det blev vurderet, at det var muligt at tilsætte 20-40% træaffald og 5-10% plastaffald og stadig holde brændværdien inden for anlæggets kapacitet.



Figur 2. Affaldssammensætning i forsøgsrækken med kontrolleret affaldsinput.

3. Metode

Den udviklede målemetode baserer sig på bestemmelse af radioaktivt ^{14}C (kulstof-14) i røggassens CO_2 , da indholdet af ^{14}C i fossilt brændsel er forsvindende, og at alt ^{14}C derfor vil hidrøre fra biogent kulstof i det brændte affald. Indholdet af ^{14}C i en prøve af røggassen vil derfor være direkte proportionalt med andelen af biogent CO_2 i røggassen.

Der er i litteraturen fundet nyere eksempler på beskrivelser af ^{14}C -baserede bestemmelser af biogent CO_2 fra affaldsforbrændingsanlæg. Disse målinger har alle været udført over kortere måleperioder fra under en time til få døgn (Mohn et al., 2008, Palstra & Meijer, 2010, Reinhardt et al., 2008). Undersøgelser har vist, at andelen af biogent CO_2 af den samlede CO_2 -udledning fra affaldsforbrændingsanlæg kan variere ganske meget over tid og fra anlæg til anlæg (Obermoser et al., 2009). Da dette projekt har til formål at belyse variationen fra anlæg til anlæg og over uger og måneder, har det derfor været væsentligt at designe prøvetagningen, så prøverne udtages over længere tid og dermed bliver mere repræsentative.

Prøvetagning af CO_2 i røggassen er udført ved vådkemisk absorption, som er en velkendt og robust metode til udtagning af gasformige forbindelser i røggas. Når andelen af biogent kulstof i den udtagne prøve skal bestemmes ud fra indholdet af ^{14}C , kan analysen udføres på tre principielt forskellige metoder: Væskescintillationsmetoden (LSC, Liquid Scintillation Counting), Accelerator Massespektrometri (AMS), eller Beta Ionisationsmetoden (BI). Der er her valgt LSC, da denne metode dels er den billigste, og da state-of-the-art analyseudstyr til LSC forefindes på FORCE Technology.

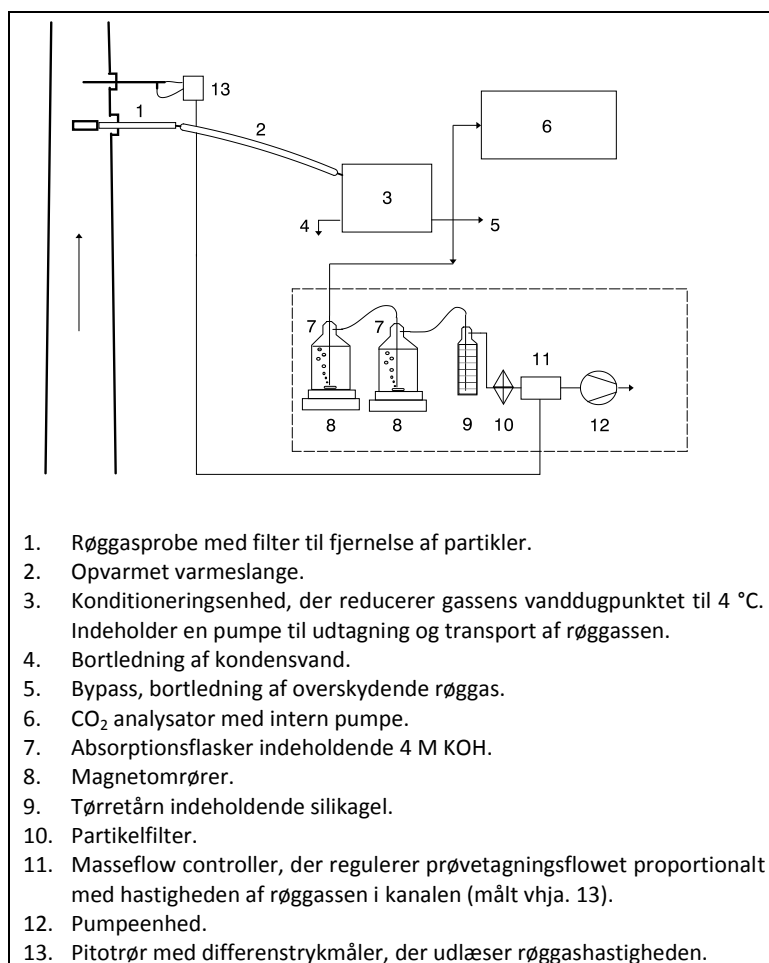
Den anvendte metoden består af en prøvetagning i felten og en efterfølgende analyse i laboratoriet, hvilket beskrives særskilt i de følgende to afsnit. Flere detaljer findes desuden i Bilag 2 samt konferenceindlægget af Fuglsang et al. (2011).

3.1. Prøvetagning

Princippet for prøvetagningen er vist i Figur 3. Prøvetagningen udføres ved, at en delstrøm af røggassen udtages fra skorstenen efter en indledende filtrering. Ved hjælp af et pumpesystem ledes den udtagne røggas gennem vaskeflasker indeholdende en væske, der effektivt absorberer al CO_2 fra prøvegassen. Ved anvendelse af KOH som absorbent opsamles CO_2 som carbonat. Den opsamlede carbonat analyseres efterfølgende for ^{14}C . Sampling-enheden, der er opbygget i projektet, er i modsætning til de målesystemer, der har været beskrevet i litteraturen, designet til brug for langtidsprøvetagning. Med langtidsprøvetagning menes prøvetagning fra et døgn og op til 30 døgn. Den høje kapacitet af KOH i kombination med meget lave prøvetagningsflow muliggør opsamlingsperioder i op til 4 uger. Herved opnås mulighed for at udtage få, men repræsentative prøver, og dette billiggør målingen, når f.eks. årsmiddelværdier ønskes monitoreret.

Prøvetagningsflowet blev fastsat ud fra den forventede koncentration af CO_2 , og ud fra det kriterium, at der opsamledes mindst 15 gram CO_2 i prøven over den givne prøvetagningsperiode. Ved at opsamle 15 gram CO_2 sikredes, at der ved den efterfølgende analyse var en tilstrækkelig mængde kulstof til, at ^{14}C -indholdet kunne bestemmes ved hjælp af LSC (Liquid Scintillation

Counting). Den totale koncentration af CO₂ i røggassen blev målt ved hjælp af et automatisk registrerende instrument ved anvendelse af NDIR-teknikken, og røggasflowet blev sideløbende målt kontinuert ved hjælp af et S-pitotrør og en differenstrøkmåler. Temperaturen blev målt kontinuert ved hjælp af et NiCrNi element.



Figur 3. Instrumentering til langtidsprøvetagning af CO₂ med henblik på analyse af biogent og fossilt CO₂ i røggas under anvendelse af flowproportional sampling.

Fluktuationer i røggasflowet vil kunne influere på resultatet, hvis man anvender konstantflow-sampling, og hvis røggasflowet samtidigt varierer som funktion af indholdet af biogent CO₂ i røggassen. Røggasflowet kan teoretisk set variere som funktion af indholdet af biogent CO₂, idet forbrændingen af biomasse vil generere højere vandindhold i røggassen end fossile brændstoffer. Det skal dog bemærkes, at vandindholdet i røggassen vil være uden betydning, hvis røggassen som en del af røggasrensningen behandles i en vådscribber – i så tilfælde vil vandindholdet udelukkende være afhængigt af temperaturen i udgangen af scribberen, og en indbyrdes afhængighed mellem røggasflow og biogent CO₂ synes i så fald at være mindre sandsynlig.

Ifølge den amerikanske standard ASTM7459-08 bør flowproportional sampling bruges, hvis fluktuationen af røggasflowet i skorstenen overstiger en relativ varians på mere end ±55% på 95% konfidensniveau (ASTM, 2008). Ud fra en konservativ betragtning er der følgelig – som vist i Figur 3 - i projektet benyttet flowproportional sampling i forbindelse med feltmålingerne.

Under prøvetagning logges desuden data fra forbrændingsanlægget SRO-anlæg med det formål at bestemme røggasmængden, som er nødvendig for at beregne den totale CO₂-udledning, samt at kontrollere, om forbrændingsprocessen er forløbet stabilt. Hændelser som fald i røggasflow, indtrængning af udeluft eller brug af støttebrændsler kan have indflydelse på prøvetagningsresultaterne, og i sådanne tilfælde bruges anlæggets data til at korrigere måleresultatet.

3.2. Analyse

¹⁴C bestemmes ved hjælp af en radioaktivitetsanalyse, hvor betaaktiviteten måles ved hjælp af væskescintillations-analyse (LSC) mod en sporbar reference. Flere detaljer findes desuden i Bilag 2 samt konferenceindlægget af Fuglsang et al. (2011).

Analysen består fire trin:

- vådkemisk frigørelse af kulstof i form af CO₂,
- absorption af den frigjorte CO₂ i CarboSorb E (specialreagens) med efterfølgende tilsætning af scintillationsvæske,
- tælling i væskescintillationstæller,
- tilsætning af intern standard, efterfulgt af gentagen tælling med intern standard.

Prøvematerialet foreligger i form af carbonat i vandig opløsning, som er resultat af absorptionsprocessen i vaskeflasken under prøvetagning. Ved tilsætning af svovlsyre frigøres kulstoffet i form af CO₂ og opsamles ved absorption i et specialreagens (CarboSorb). Herefter tilsættes scintillationsvæske (PermaFlour), og betaaktiviteten tælles. Hver beta-partikel, der udsendes fra ¹⁴C-atomer, vil registreres som et lysglimt i den fluorescerende scintillationsvæske. Efterfølgende tilsættes en sporbar reference af ¹⁴C, og prøven tælles igen for at bestemme tælleeffektiviteten i den enkelte analyse.

Det målte indhold af ¹⁴C omregnes til enheden pmC (percentage of modern carbon), der er et udtryk for andelen af biogent kulstof ud af den totale mængde kulstof i prøven. ¹⁴C-analysen resulterer i et svar udtrykt som en given mængde ¹⁴C pr g C, hvilket er ækvivalent med et givet forhold ¹⁴CO₂/¹²CO₂. For at kunne bestemme andelen af biomasse i affaldet, er det nødvendigt at vide, hvilken mængde ¹⁴C pr g C, der kan forventes i rent biomasse. Forholdet ¹⁴CO₂/¹²CO₂ er omtrentligt 10⁻¹² i atmosfæren, men det er ikke konstant i biomasse af to væsentlige årsager:

- Forholdet ¹⁴C/¹²C i plantevæv afhænger af, hvad det er for en plante, og de aktuelle vækstforhold.
- Atmosfærens indhold af ¹⁴C har i de sidste 100 år ikke været konstant på grund af menneskelig aktivitet: CO₂ fra fossile brændsler fortynder koncentrationen af ¹⁴C i atmosfæren, og atomprøvesprængninger i 1950'erne bidrog til en væsentlig forøgelse af ¹⁴C i atmosfæren.

Andelen af biogent CO₂ i prøven beregnes ved at korrigere analyseresultatet med kendte referenceværdier for ¹⁴C-aktivitet i frisk biomasse ($C_{AISA_{wood}}$) og ¹⁴C-koncentration i atmosfæren på væksttidspunktet (C_{anthro}). Det er vigtigt for metoden at fastsætte disse referenceværdier, så de er repræsentative for biomasse i affald fx i form af bioaffald, papir og træ, som kan være af

forskellige aldre. Dette blev grundigt undersøgt som en del af metodeudviklingen, da referenceværdierne for affald ikke endnu er beskrevet i analysestandarder.

Ligning (1) viser, hvordan analyseresultatet korrigeres med referenceværdierne. I Bilag 5 er formelen og referenceværdierne mere detaljeret forklaret.

$$(1) \quad pmC_{sample} [\%] = \frac{A_{an} \left[\frac{DPM}{gC} \right]}{C_{AISA_{wood}} \left[\frac{DPM}{gC} \right]} \cdot \frac{100[\%]}{C_{anthro} [\%]} \cdot 100[\%] = A_{an} \left[\frac{DPM}{gC} \right] \cdot 6.6046 \left[\frac{\% \cdot gC}{DPM} \right]$$

anvendte symboler:

Symbol	Enhed	beskrivelse
pmC_{sample}	%	Den forventede andel af kulstof i prøven, der har biogen/atmosfærisk oprindelse, med korrektion for antropogene effekter
A_{an}	DPM/g C	Det analyserede indhold af ^{14}C i prøven, målt som antal disintegrationer pr. minut (DPM) pr. gram kulstof
$C_{AISA_{wood}}$	DPM/g C	Forventeligt indhold af ^{14}C (relativt til total C) i frisk biomasse, med en korrektion for $^{13}C/^{12}C$ forholdet svarende til træ på tempererede breddegrader (13.399 DPM/g C, se udledning i Bilag 5), og uden antropogene variationer
C_{anthro}	%	korrektionsfaktor for antropogene variationer, udtrykt på en skala, hvor C_{AISA} er 100%. Her er anvendt 113%, se diskussion af denne værdi i Bilag 5.

3.3. Usikkerhedsbudget

For at vurdere målemetodens samlede usikkerhed er der udført et usikkerhedsbudget i henhold til Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement (ISO, 1993). Usikkerhedsbudgettet er baseret på en bestemmelse af standardafvigelse for de parametre, der har en betydende effekt på måleusikkerheden ved beregningen af resultatet for pmC i henhold til Ligning (1). Usikkerhedsbudgettet blev beregnet for en prøve, der har et indhold af biogent CO₂ på 62 pmC, hvilket repræsenterer det gennemsnitlige niveau for de fem anlæg i dette projekt. Den beregnede, samlede usikkerhed på målemetoden blev bestemt til ± 4,0 pmC (2s, 95% konfidensinterval), svarende til en relativ usikkerhed (RSD) på ± 6,4% (2s) for måleresultatet 62 pmC.

Usikkerheden på målingen blev også vurderet ved feltmålinger. Dette skete i forbindelse med målingerne NF-A1 til NF-A5, hvor en række parallelmålinger blev udført. Resultatet af 10 parallelle feltmålinger viste, at målingens reproducerbarhed var i god overensstemmelse med måleusikkerheden beregnet ud fra usikkerhedsbudgettet.

Det skal understreges, at der ud over målemetodens usikkerhed vil være en usikkerhed forbundet med den i Ligning (1) fastsatte referenceværdi C_{anthro} , der beskriver det gennemsnitlige indhold af ^{14}C i det aktuelle affalds biogene kulstof. Som tidligere nævnt varierer indholdet af ^{14}C i biogent kulstof afhængigt af, hvornår den oprindelige biomasse har vokset. Da

sammensætningen af biomassen i affaldet vil variere over tid og sted, er der for alle ^{14}C -baserede målemetoder en usikkerhed forbundet med fastsættelsen af C_{anthro} . En nyere schweizisk undersøgelse har bestemt C_{anthro} for schweiziske affaldsforbrændingsanlæg til 113%, og denne værdi er fastsat med usikkerhed på $\pm 3.8\%$ (1s) (Mohn et al., 2008). For at vurdere den samlede usikkerhed på måleresultatet er der beregnet et nyt usikkerhedsbudget, der omfatter såvel målingens usikkerhed som den vurderede usikkerhed på C_{anthro} . Den totale usikkerhed øges herved fra $62 \text{ pmC} \pm 4.0 \text{ pmC}$ (2s) til $62 \text{ pmC} \pm 5.8 \text{ pmC}$ (2s). Dette illustrerer, at usikkerheden på C_{anthro} har en betydende indflydelse på den samlede usikkerhed på måleresultatet. Det skal understreges, at usikkerheden på fastsættelsen af C_{anthro} vil influere på alle ^{14}C -baserede målemetoder til bestemmelse af biogent/fossilt CO_2 fra affaldsforbrændingsanlæg.

3.4. Beregning af kulstofindhold og emissionsfaktor

Kulstofindholdet måles som en koncentration i røggassen i forbindelse med prøvetagningen, og analyseresultaterne angiver andelen af biogent kulstof. Imidlertid vil formålet ofte være at bestemme den totale CO_2 -udledning, hvortil man skal bruge data om fx røggasmængde og affaldsmængde. Alle nødvendige data kan indsamles fra forbrændingsanlæggets SRO-anlæg.

I dette projekt blev der indsamlet data for røggasflow, affaldsflow og brændværdi i måleperioderne. Desuden blev koncentrationen af CO_2 målt ved kontinuert registrering parallelt med alle prøvetagninger for biogent CO_2 i projektet. Disse data blev anvendt til at beregne kulstofindholdet i affald og emissionsfaktorer. I nedenstående ligninger, (2) og (3), er det vist, hvordan man med relativt få inputparametre kan beregne kulstofindhold og emissionsfaktor. Begge dele anvendes til at karakterisere affald som brændsel. Det kan være nødvendigt også at indhente data for temperatur, tryk, vandindhold og iltkoncentration for at beregne det normaliserede, tørre røggasflow. Udover usikkerhed på ^{14}C -analysen indgår usikkerhed på bestemmelse af røggasflow, affaldsflow og brændværdi også i den samlede usikkerhed på bestemmelse af emissionsfaktoren.

$$(2) \quad \text{Totalkulstof} \left[\frac{\text{kg}}{\text{ton}} \right] = \frac{Q_{\text{korr}} \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{h}} \right] \cdot C_{\text{CO}_2} \cdot \rho_{\text{CO}_2} \left[\frac{\text{kg}}{\text{Nm}^3} \right] \cdot \frac{12}{44} \left[\frac{\text{kg C}}{\text{kg CO}_2} \right]}{Q_{\text{affald}} \left[\frac{\text{ton}}{\text{h}} \right]}$$

$$(3) \quad \text{CO}_{2,\text{fossil}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{GJ}} \right] = \frac{Q_{\text{korr}} \left[\frac{\text{Nm}^3}{\text{h}} \right] \cdot C_{\text{CO}_2} \cdot f_{\text{CO}_{2,\text{fossil}}} \cdot \rho_{\text{CO}_2} \left[\frac{\text{kg}}{\text{Nm}^3} \right]}{Q_{\text{affald}} \left[\frac{\text{ton}}{\text{h}} \right] \cdot \text{LHV} \left[\frac{\text{GJ}}{\text{ton}} \right]}$$

En oversigt over de anvendte parametre er givet i tabellen nedenfor.

Parameterbetegnelse	Enhed	Parameter
C_{CO_2}	-	CO ₂ -koncentration i røggas, målt under prøvetagning (tør, volumenbasis)
$f_{CO_2, \text{fossil}}$	-	Andel af fossilt kulstof, fra laboratorieanalyse
Q_{korr}	Nm ³ /h	Normaliseret røggasflow (tør), fra SRO-anlæg
Q_{affald}	ton/h	Affaldsflow (vådt affald), fra SRO-anlæg
LHV	GJ/ton	Nedre brændværdi på indfyret affald, fra SRO-anlæg
ρ_{CO_2}	kg/Nm ³	CO ₂ -densitet (1,96 ved 1 atm og 25°C, som er referencetilstanden for normalkubikmeter røggas)
Totalkulstof	kg/ton	Affaldets kulstofindhold, beregnet
CO _{2, fossil}	kg/GJ	Emissionsfaktor, beregnet

3.5. Kulstofflow i forbrændingsprocessen

Metoden, som er beskrevet i dette kapitel, forudsætter, at alt CO₂ i røggas stammer fra affaldet alene, og at kulstof fra affaldet kun omdannes til CO₂ i gasfasen. Måleresultatet kan let korrigeres for CO₂ fra forbrændingsluft, som er biogent og kan antages at udgøre 0,4% af den totale mængde CO₂, og for CO₂ fra støttebrændsler på grundlag af data fra SRO-anlægget. Andre kulstofflow kan være CO₂ fra uorganisk kulstof i affaldet, dannelse af kulstofforbindelse som CO, CH₄ og NMVOC i røggassen og frigivelse eller fældning af CO₂ på grund af reaktioner med kalkprodukter ved røggasrensning. Disse flow udgør mindre end 1% af det total kulstofflow i forbrændingsprocessen, og er derfor ubetydelig i forhold til måleresultatet, hvilket er dokumenteret i Bilag 6.

4. Forsøgsresultater

Først præsenteres en oversigt over måleresultaterne fra forsøgsrækken med variationer over tid og sted samt forsøgene med kontrolleret affaldsinput (afsnit 4.1), og dernæst beregning af kulstofindhold mm. baseret på målingerne (afsnit 4.2). På grundlag disse resultater gives der et forslag til beregning af en national CO₂-emissionsfaktor (afsnit 4.3). Måleresultaternes sammenhæng med affaldstyper og affaldsfraktioner diskuteres i afsnit 4.4, hvor resultaterne af modelleringer baseret på data for affaldssammensætning præsenteres. Dernæst evalueres andre metoder til bestemmelse af biogent og fossilt kulstof (afsnit 4.5) samt anvendelse af indikatorer (afsnit 4.6). Afslutningsvis diskuteres ud fra måleresultaterne mulige målestrategier for overvågning af udledningen af fossilt CO₂ (afsnit 4.7).

4.1. Måleresultater

Måleresultaterne angiver det biogene kulstofs andel af totalkulstof i enheden %pmC. Dette vil i det følgende blive om talt som 'andelen af biogent kulstof' angivet i % af totalkulstofindhold. Detaljer om målingerne og resultaterne findes præsenteret i et skema i Bilag 7.

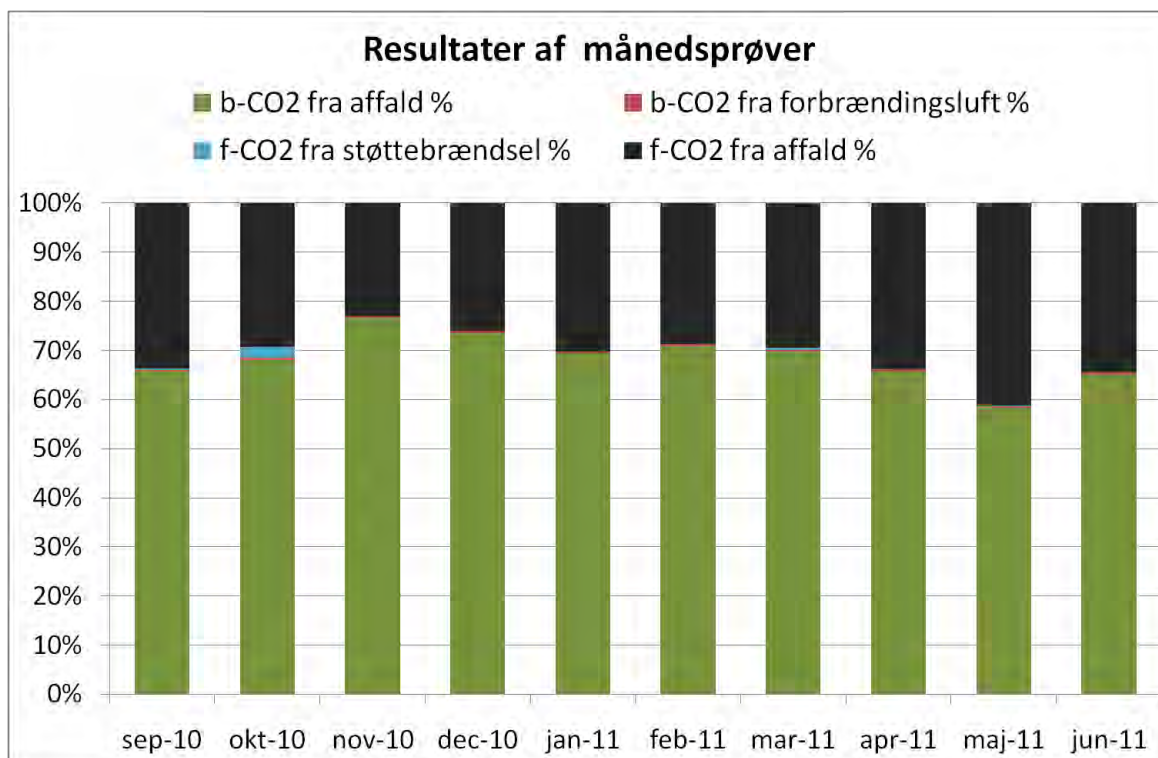
Resultaterne blev korrigeret for CO₂ stammende fra forbrændingsluften og støttebrændsler. I praksis stammede >99% af den opsamlede CO₂ fra affald i de fleste af målingerne. Bidraget fra forbrændingsluft udgjorde i alle tilfælde ca. 0,4% af den målte CO₂. På de fem anlæg anvendtes fossile støttebrændsler i form af olie eller gas. Der blev anvendt støttebrændsler under ca. 1/3 af målingerne, men kun i fire tilfælde udgjorde CO₂ fra støttebrændsler mere end 1% af den målte CO₂. Det drejede sig om målingerne VF-M2, AF-U1, AF-U2, OF-U3.

Figur 4 viser resultatet af 10 månedsmålinger udført på Vestforbrænding fra september 2010 til juni 2011. Den gennemsnitlige andel af biogent kulstof varierede fra 58% til 77% per måned med et gennemsnit på 68% ± 5% (1s).

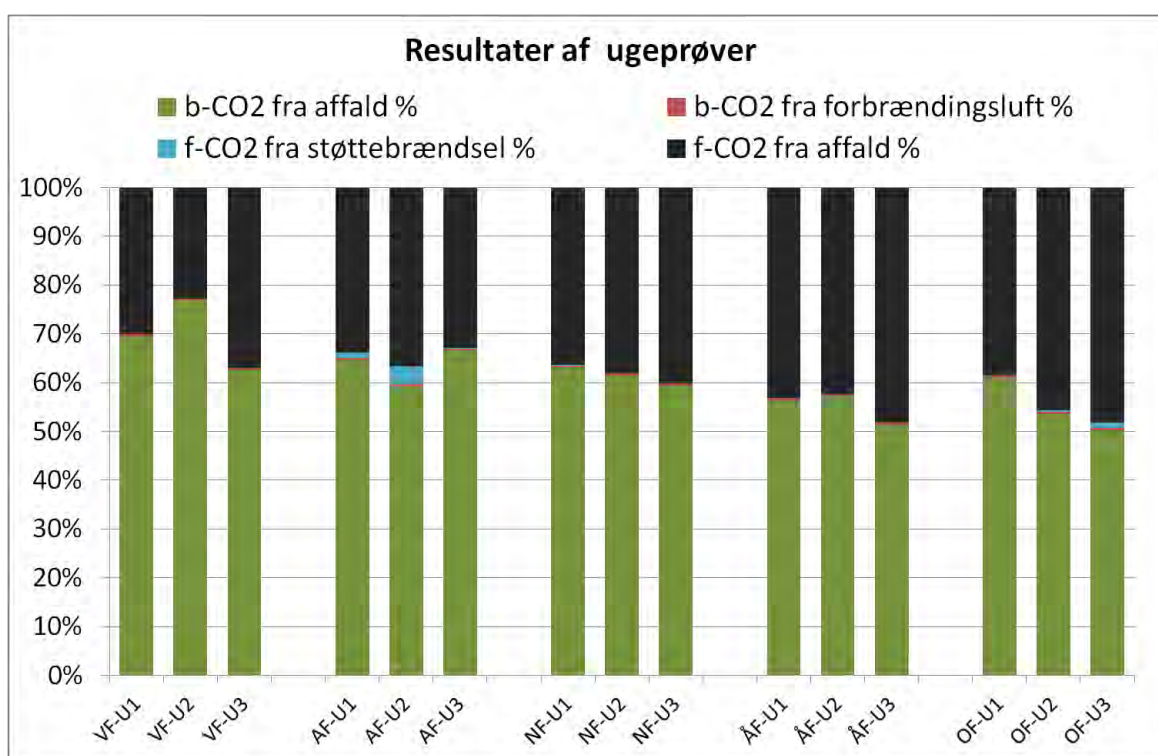
Resultaterne af de tre ugemålinger udført på hvert af de fem anlæg viste, at der mellem anlæggene var en betydelig forskel på andelen af biogent kulstof (se Figur 5 og Tabel 3). Det laveste niveau fandtes på Odense Kraftvarmeværk og Aarhus Forbrændingsanlæg med et gennemsnit på 55%, det højeste på Vestforbrænding med gennemsnit på 70%.

Også fra dag til dag var der stor variation i andelen af biogent kulstof. Døgnmålinger fra Vestforbrænding og Næstved Forbrændingsanlæg viste variationer på 62%-77% svarende til et gennemsnit på 70% ± 5% (1s) henholdsvis 57%-70% svarende til et gennemsnit på 63% ± 4% (1s) over en uge (Figur 6).

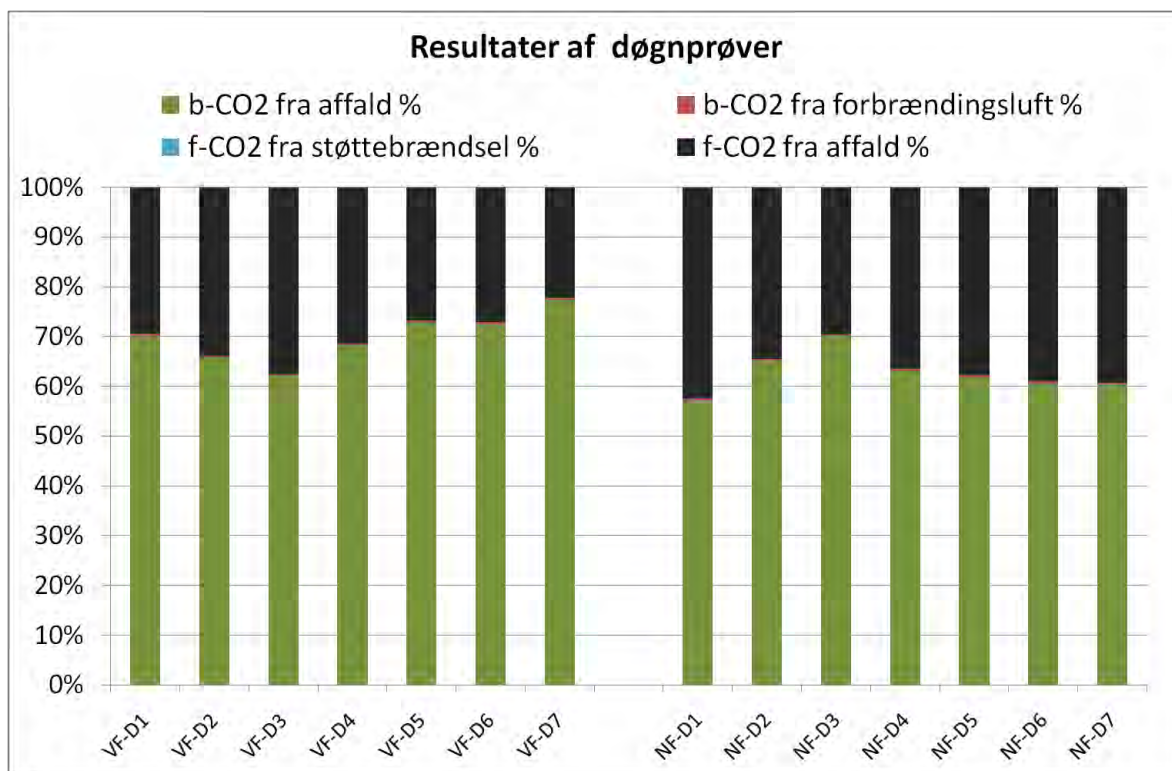
Resultaterne af forsøgene med kontrolleret affaldsinput er vist i Figur 7. I de tre første forsøg med forskellige miks dagrenovation og erhvervsaffald varierede andelen af biogent kulstof fra 62% til 70%. Ved tilsætning af biomasse måltes 66% biogent kulstof (NF-A4), mens andelen var 55% ved tilsætning af plastaffald (NF-A5).



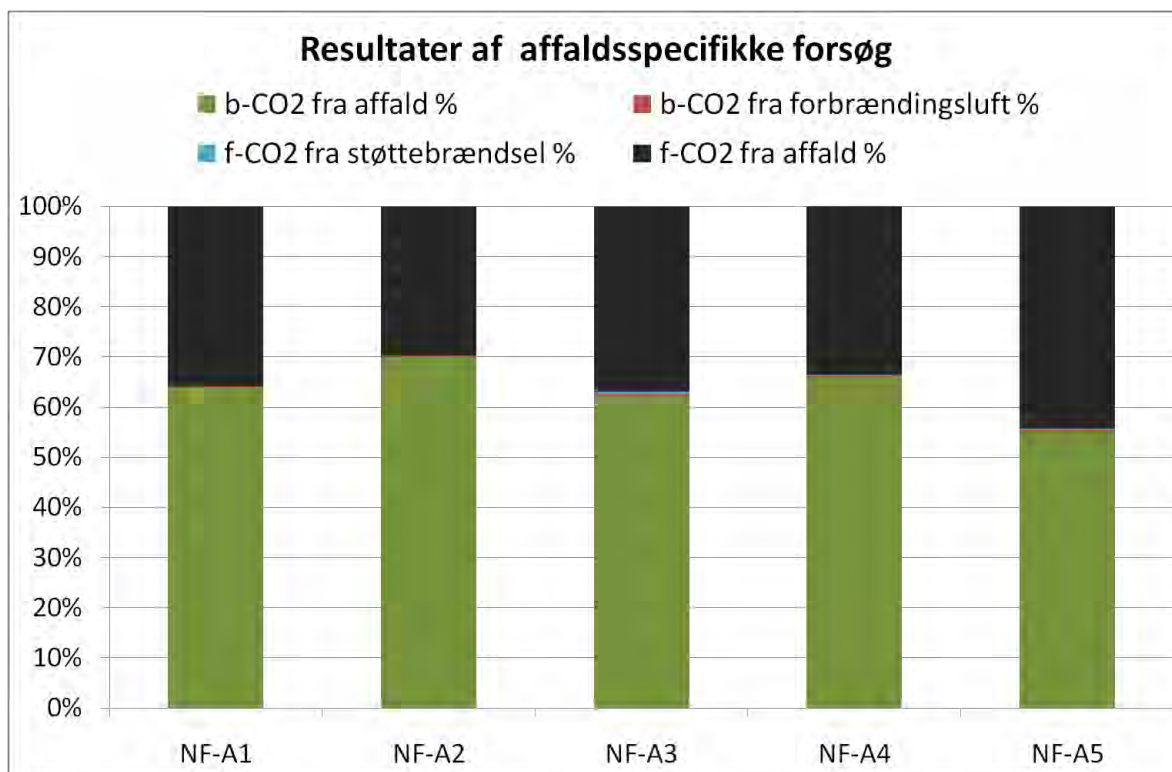
Figur 4. Resultat af månedsmålinger på Vestforbrænding, b=biogent, f=fossilt (baseret på Bilag 2).



Figur 5. Resultat af ugemålinger på alle fem anlæg, b=biogent, f=fossilt (baseret på Bilag 2).



Figur 6. Resultat af døgnmålinger på Vestforbrænding og Næstved Forbrændingsanlæg, b=biogent, f=fossilt (Baseret på Bilag 2).



Figur 7. Resultat af forsøg med affaldsmiks på Næstved Forbrændingsanlæg, b=biogent, f=fossilt (Baseret på Bilag 3).

4.2. Beregning af kulstofindhold

For alle forsøg er affaldets kulstofindhold og emissionsfaktor beregnet. Det beregnede gennemsnit for hvert anlæg er opsummeret i Tabel 3, mens resultaterne for de affaldsspecifikke forsøg er vist i

Tabel 4. Detaljerne for hver måling findes i Bilag 7.

Den gennemsnitlige kulstofkoncentration i affaldet, angivet i kg per ton vådt affald, varierede fra 255 til 341 kg/ton på de fem anlæg, hvilket viste at der i praksis kan være betydelig forskel på CO₂-udledningen fra forbrændingsanlæggene. Der var desuden en klar tendens til, at brændværdien steg med kulstofindholdet.

Anlæggene i Odense og Aarhus, der havde den laveste andel af biogent kulstof, havde tillige det højeste totalkulstofindhold, hvilket betød at de samlet set havde det højeste totalindhold af fossilt kulstof. Emissionsfaktorerne, angivet i kg fossilt CO₂ per ton affald, var ca. 500-600 kg/ton på de to anlæg. Næsthøjest var Næstved Forbrændingsanlæg med et niveau varierende fra ca. 300-500 kg/ton og lavest var Vestforbrænding og Amagerforbrænding med ca. 200-400 og ca. 300 kg/ton henholdsvis. Tilsvarende varierede emissionsfaktorerne opgjort per GJ, hvilket er nærmere omtalt i afsnit 4.3.

Tabel 3. Beregning af gennemsnitligt kulstofindhold og emissionsfaktor for alle anlæg.

	VF-M*	NF-U	AF-U	OF-U	ÅF-U
Nedre brændværdi, målt på anlæg [GJ/ton]	10,6	11,0	9,7	11,0	11,1
Fossilt kulstof [% af totalkulstof]	30,8	38,4	35,2	44,5	44,7
Total C-koncentration [kg/ton]	274	310	255	341	327
Emissionsfaktor for fossilt CO ₂ [kg/GJ]	29	40	34	51	48
Emissionsfaktor for fossilt CO ₂ [kg/ton]	309	438	327	556	537

* VF-M10 udeladt på grund af manglende data fra SRO-anlæg.

I de affaldsspecifikke forsøg varierede totalkulstofindhold fra 262 til 288 kg/ton, mens emissionsfaktoren varierede fra 29 til 42 kg/GJ. Brændværdien var relativt konstant, men dog en smule højere under målingerne med tilsætning af biomasse og plastaffald.

Tabel 4. Beregning af gennemsnitligt kulstofindhold og emissionsfaktor for affaldsspecifikke forsøg.

	NF-A1	NF-A2	NF-A3	NF-A4	NF-A5
Nedre brændværdi, målt på anlæg [GJ/ton]	10,2	9,9	10,3	10,5	10,7
Fossilt kulstof [% af totalkulstof]	35,9	29,8	37,3	33,7	44,6
Total C-koncentration [kg/ton]	280	262	276	288	276
Emissionsfaktor for fossilt CO ₂ [kg/GJ]	36	29	37	34	42
Emissionsfaktor for fossilt CO ₂ [kg/ton]	369	286	377	356	452

Det skal bemærkes, at der her skal tages forbehold for, at resultaterne er behæftet med en vis usikkerhed som følge af usikkerhederne på driftsdata for bl.a. røggasflow, affaldsflow og brændværdi. Da alle forsøgene var af mindst et døgn varighed, kunne det forudsættes, at dataene fra SRO-anlægget var repræsentative, da de var beregnet som gennemsnittet af mange målepunkter inden for forsøgsperioden. Det vil sige, at momentant store udsving i de målte værdier blev 'udvisket'. Imidlertid kunne det ikke kontrolleres, om den enkelte anlægsmåler også var nøjagtig, dvs. kalibreret til at måle den 'sande' værdi i hele perioden. Troværdigheden af resultaterne blev undersøgt dels ved nøje kontrol og evt. korrektion af de indsamlede data, og dels ved at sammenholde de målte værdier med data om teoretisk affalds karakterisering, jf. afsnit 4.4.1 og 4.6. Alle måleresultater og beregninger var teoretisk sandsynlige, og der var således ikke grund til at forkaste nogen, udover beregninger for VF-M10 og VF-U3 på grund af manglende data fra SRO-anlægget.

4.3. Beregning af national emissionsfaktor

Med dette projekt er der for første gang udført direkte målinger af indholdet af fossilt kulstof i forbrændingseget affald i Danmark. For at fastlægge en forbedret værdi for den nationale CO₂-emissionsfaktor for affald er der derfor estimeret en værdi på baggrund af projektets resultater.

Emissionsfaktorer, angivet i kg fossilt CO₂ per GJ indfyret, blev beregnet for hvert anlæg på baggrund af målingerne. De anlægsspecifikke emissionsfaktorer varierede fra 29-51 kg/GJ (se Tabel 3) med en relativ standardafvigelse på op til 13%. Det bekræfter i lighed med diskussionen ovenfor, at emissionsfaktorerne er variable og bestemmelse af emissionsfaktorer nødvendigvis må baseres på repræsentative målinger, hvad enten det er på landsbasis eller specifikt for et anlæg.

Det foreslås, at den nationale emissionsfaktor beregnes som et gennemsnit af de anlægsspecifikke emissionsfaktorer vægtet efter mængden af affald forbrændt på anlæggene. Til vægtning anvendtes det årlige affaldsenergiinput på anlæggene i 2010 efter oplysninger fra Energistyrelsen (Energistyrelsen, 2011). På dette grundlag blev emissionsfaktoren for forbrændingseget affald i Danmark bestemt til 37 kg CO₂ pr GJ indfyret (med 10% relativ afvigelse ved 95%-konfidensinterval). I Bilag 8 er beregningen mere detaljeret beskrevet.

Beregningen af den nationale emissionsfaktor er baseret to vigtige antagelser:

- 1) De anlægsspecifikke emissionsfaktorer er nøjagtigt bestemt.
- 2) Anlæggene og affaldet i forsøgsrækken er repræsentative for affaldsforbrænding i Danmark.

Hvad angår nøjagtigheden af de anlægsspecifikke emissionsfaktorer, er troværdigheden af alle data kontrolleret, som beskrevet i afsnit 4.2. Det var ikke muligt at bestemme nøjagtigheden på de enkelte emissionsfaktorer, fordi nøjagtigheden på de enkelte anlægsmålere ikke var kendt. Den relative standardafvigelse på resultatet er et udtryk for både måleusikkerhed og variationer i det indfyrede affald.

Affaldet i forsøgsrækken blev anset for at være repræsentativt både for det enkelte anlæg og for Danmark som helhed, hvad angår det indvejede affald opgjort affaldstyper (se afsnit 2.3). Imidlertid kunne de målte variationer i indholdet af fossilt kulstof ikke forklares ud fra affaldstyperne (se afsnit 4.4), og der må derfor tages forbehold for, at forsøgsrækkens repræsentativitet, hvad angår kulstofindhold, ikke har kunnet fastsættes. Dog må målingerne siges at være repræsentative for ca. 44% af affaldsenergiinputtet i Danmark, som de fem anlæg tilsammen udgør. I det omfang at sammensætningen af forbrændingsegnet affald ændres væsentligt fx som følge af ændrede indsamlingsordninger, import fra andre lande, øget andel af biomasse eller tilladelse til forbrænding af nye affaldsfraktioner, må det anbefales, at emissionsfaktoren korrigeres eller bestemmes på ny.

Den nationale emissionsfaktor nævnt her skal opfattes som en "gennemsnitsværdi" og er ikke nødvendigvis et udtryk for de fossile CO₂ emissioner fra et enkelt anlæg. På grund af de store forskelle anlæggene imellem anbefales det, at CO₂-opgørelser for det enkelte anlæg baseres på anlægsspecifikke målinger eller modelberegninger.

4.4. Affaldstyper og affaldsfraktioner

En kortlægning af indholdet af biogent og fossilt kulstof i forskellige affaldstyper vil kunne bruges dels til at forklare forskelle på anlæggenes CO₂-udledninger og dels til fremadrettet til at forudsige CO₂-udledninger på baggrund af information om affaldets sammensætning. Karakterisering af affaldstyper blev undersøgt på tre forskellige måder i projektet, som gennemgås i det følgende.

4.4.1. Modellering og litteraturstudie

Materialesammensætningen i affaldstyperne husholdningsaffald, storskrald, serviceaffald og industriaffald blev undersøgt i et litteraturstudie med henblik på sammenstille de mest repræsentative, tilgængelige data på området (Bilag 3). Disse data blev efterfølgende anvendt til modellering af intervaller for affaldstypernes kulstofindhold, når den naturlige variation af materialesammensætning og kulstofkoncentration blev taget i betragtning.

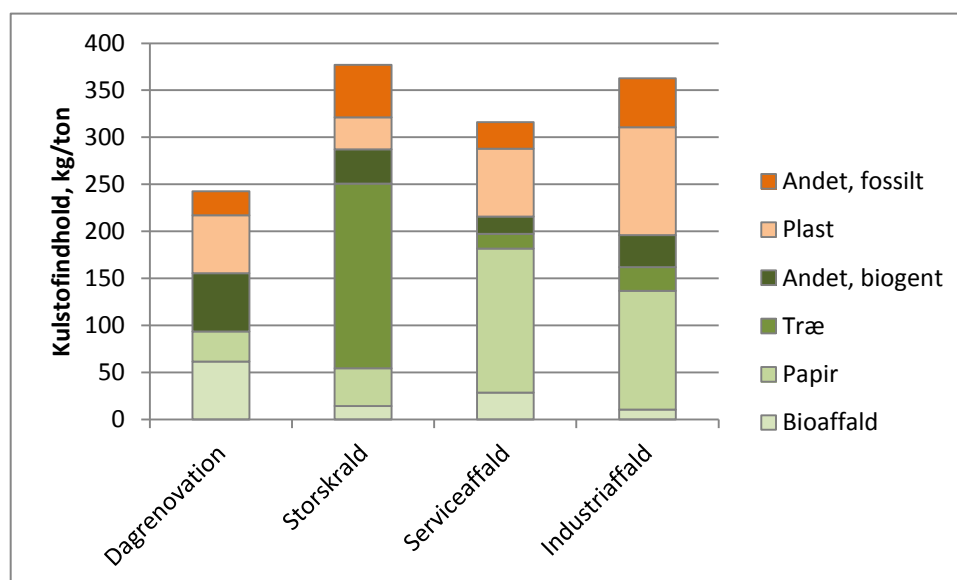
Andelen af biogent kulstof var højest i storskrald (76% ± 9%) og lavest i industriaffald (54% ± 13%), men på grund af de store variationer i data kunne det ikke konkluderes, at der i praksis ville være forskel på affaldstyperne.

Totalkulstofindholdet var derimod mere karakteristisk for affaldstyperne. Dagrenovation, der havde et relativt højt vandindhold på grund af bioaffald, havde det laveste kulstofindhold, ca. 240 kg/ton, mens det for de øvrige affaldstyper var ca. 300-400 kg/ton (se Bilag 3).

Variabiliteten for dagrenovation blev undersøgt med mere detaljerede modelleringer af betydningen af kildesortering, hvorved specifikke materialer fjernes fra brændbare restaffald (se Bilag 1). Afhængigt af kildesorteringssystemet kunne den forbrændingsegne dagrenovations egenskaber variere betydeligt. Totalkulstofindholdet varierede mellem 223-273 kg/ton og andelen af biogent kulstof varierede mellem 58-74%.

Bidraget af kulstof fra de enkelte affaldsfraktioner i de fire affaldstyper er vist Figur 8. Der er især forskel på, hvilke biogene materialer affaldstyperne består af. I dagrenovation stammer den højeste andel fra bioaffald, mens det i storskrald er træ, og i erhvervsaffald er papir.

De anvendte modeldata var baseret på sorteringsanalyser, hvor affaldet var blevet opdelt i rene affaldsfraktioner samt en restfraktion af udefinerbare materialer, som udgjorde op til 1/3 af affaldet. Mens de rene affaldsfraktioner bestod af enten rene biogene eller fossile materialer, så var sammensætningen af restfraktionen baseret på skøn, både hvad angik totalkulstof og andel af biogent kulstof. På grundlag de skønnede forudsætninger kunne det anslås for de fire affaldstyper, at ca. 15-36% af affaldets kulstof fandtes i restfraktionen (se Figur 8, baseret på data fra Bilag 3). Der er som følge heraf en væsentlig usikkerhed forbundet med modellering af affaldstyper ud fra data fra sorteringsanalyser.



Figur 8. Affaldsfraktioners bidrag til total kulstofindhold i fire affaldstyper (baseret på modeldata fra Bilag 3).

4.4.2. Affaldsspecifikke forsøg

De affaldsspecifikke forsøg på Næstved Forbrændingsanlæg var designet med henblik på at opnå en god karakterisering af især dagrenovation (se også Bilag 3). Imidlertid viste forsøgene ikke nogen entydige forskelle på dagrenovation og det øvrige affald. Der var forventet en trend i de første tre forsøg, hvor andel af dagrenovation øgedes fra 27% til 77% og til sidst til 100%, men

dette kunne ikke bekræftes, da det midterste forsøg skilte sig ud med en andel af biogent kulstof på 70% mod 63-64% i de to øvrige forsøg. I forsøget med tilsætning af plastaffaldet målt den laveste andel af biogent kulstof (55%), men forsøget med tilsætning af biomasse var ikke som formodet et yderpunkt (66%). Den almindelige variation i affaldets sammensætning må således forventes at have domineret i forsøgene.

Heller ikke med hensyn til totalkulstofindholdet kunne der observeres nogen forskel på de testede affaldstyper, da niveauet var det samme i alle de affaldsspecifikke forsøg.

4.4.3. Målinger på fem anlæg

Analyse af alle målinger foretaget under normal drift viste ingen klare sammenhænge mellem forekomsten af affaldstyper (dagrenovation, storskrald, erhvervsaffald) og niveauet af biogent kulstof (se figurer i Bilag 4). Omvendt kunne det dog heller ikke konkluderes, at der ingen sammenhæng fandtes. Dertil var definitionen af affaldstyper for bred og under indflydelse af forskelle i praksis for affaldsregistrering på anlæggene. Ligeledes var det ikke muligt at henføre måleresultaterne til specifikke fraktioner i det forbrændingsegnete affald. Det målte totalkulstofindhold og andelen af biogent kulstof var dog for alle målinger i god overensstemmelse med de teoretiske værdier.

For de tre anlæg (Vestforbrænding, Næstved Forbrændingsanlæg, Odense Kraftvarmeværk), der havde en registreret biomasseaffald, var der en tendens til, andelen af biogent kulstof var størst i perioder med mest biomasse. Dette sås tydeligst af månedsresultaterne fra Vestforbrænding, hvor andelen af biogent kulstof var stigende i vintermåneder, hvor forbruget af biomasseaffald var højest. Variationerne over året kunne dog ikke forklares ud fra dette alene.

I oplandsområderne for Odense og Aarhus fandt omfattende forsøring af stort brændbart sted. Her udsorteredes forskellige genanvendelige materialer, bl.a. træaffald. Dette kunne forklare, hvorfor affaldet på de to anlæg havde en højere andel af fossilt kulstof, men ikke hvorfor totalkulstofindholdet i affaldet også var højere.

4.4.4. Samlet vurdering af affaldstyper

Samlet set viste undersøgelserne af affaldstyper, at variabiliteten i affaldssammensætningen kan være så høj, at det i praksis ikke vil være muligt at måle nogen forskel på dem med hensyn til kulstofindhold. Opgørelse af affaldstyper kan således på nuværende tidspunkt ikke anvendes til at estimere niveauet af biogent kulstof i affald. Variabiliteten kan antages at skyldes mange faktorer såsom sæsonvariation, varierende opland, varierende forbehandling og målenøjagtighed.

4.5. Evaluering af andre metoder

Projekt inddrog andre metoder til bestemmelse af biogent og fossilt kulstof i affald udover ¹⁴C-målemetoden. I det følgende beskrives anvendelsen af to metoder som omhandler henholdsvis modellering af affaldssammensætning og modelberegning ud fra driftsdata.

4.5.1. Modellering af affaldssammensætning

Modellering af affaldssammensætning blev som før nævnt (afsnit 4.4) anvendt til at karakterisere affaldstyper samt at vise, hvor meget ændringer som følge af øget kildesortering betød for

størrelsen af restaffaldets emissionsfaktor (Bilag 1). Modeller som EASEWASTE er anvendelige til nemt at beregne, hvilke konsekvenser udviklingstendenser som fx øget kildesortering vil have for CO₂-udledning. Imidlertid er modellernes output afhængig af inputdata. Artiklerne i Bilag 1 og 3 viste, at selv små naturlige variationer i affaldets sammensætning kunne medføre betydelig variation i CO₂-udledning. Derfor vurderes det nuværende datagrundlag for at være utilstrækkeligt til modelleringer af denne type, hvis høj præcision er påkrævet.

Da måleresultaterne som nævnt i afsnit 4.4 ikke kunne korreleres til specifikke affaldstyper og affaldsfraktioner, kunne de heller ikke umiddelbart anvendes til at opdatere data i modellen EASEWASTE. Litteraturundersøgelser i forbindelse med artikel 1 og 3 (Bilag 1 og 3) resulterede dog i, at flere affaldsfraktioner kunne opdateres mht. andel af biogent kulstof. For affaldsfraktioner med et blandet indhold af biogene og fossile materialer havde det ikke tidligere været muligt at måle andelen af biogent kulstof, og værdierne var derfor baseret på skøn. Forskellige studier omfattende detaljerede sorterings- og massestrømsanalyser blev anvendt som datagrundlag for opdatering af affaldsfraktionerne.

4.5.2. Beregningsmetoder

To beregningsmetoder blev anvendt i projekt: 'The Balance Method' udviklet af TU Wien, Østrig, og 'WS.Biocarbon Prediction Model' udviklet af Weel&Sandvig, Danmark. Metoderne baseres begge på løsning af et ligningssystem for forbrændingsprocessens masse- og energibalancer, som opstilles med målte driftsdata som input.

Med metoderne beregnes det, hvor stor en del af det indfyrede affald, der forventes at være af biogen og fossil oprindelse. Affald består i princippet kun af biogent materiale (fx cellulose og lignin), fossilt materiale (fx plastpolymerer), vand og aske. Under forbrændingen omdannes de biogene og fossile materialer til røggas, primært CO₂ og H₂O under forbrug af O₂ og frigørelse af energi. Da materialernes kemiske sammensætning er grundlæggende forskellig, vil forholdet mellem CO₂ og O₂ samt energifrigørelsen også være forskellig. Ved at måle en række af forbrændingsprocessens output kan man "regne baglæns" for at bestemme, hvor meget biogent og fossilt materiale, der burde være i det indfyrede affald. Det forudsættes i den sammenhæng, at den kemiske sammensætning af materialerne kendes og er konstant. Se endvidere detaljerede beskrivelser i Bilag 9-11 samt Fellner et al. (2007).

Til opstilling af masse- og energibalancer skal anvendes bl.a. røggasflow, O₂-koncentration, CO₂-koncentration, dampproduktion, fødvandstemperatur, masse af indfyret affald og masse af slagge og aske. En af fordelene ved beregningsmetoderne er, at disse parametre som oftest allerede måles rutinemæssigt på anlægget. Derfor er det relativt enkelt at implementere beregningsmetoder til overvågning af fx CO₂-udledning. En ulempe er, at der ofte er relativt store usikkerheder forbundet med anlægsmålerne.

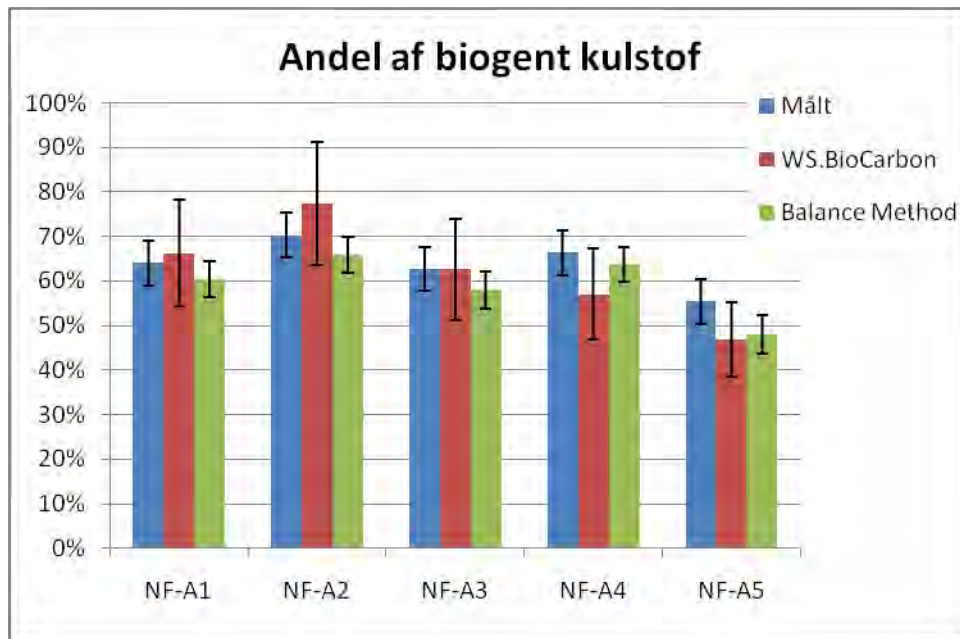
TU Wien og Weel&Sandvig anvendte deres respektive metoder på SRO-data, som blev indsamlet under målinger NF-A1 til NF-A5 samt NF-D1 til NF-D7. Resultaterne for beregning af andelen af biogent kulstof sammenlignet med de målte værdier er vist i Figur 9 som eksempel. Resultaterne med 'The Balance Method' var lavere end de målte værdier, mens resultaterne med 'WS.Biocarbon' i nogle tilfælde var enten højere eller lavere. Afvigelserne mellem de beregnede og målte værdier var i enkelte tilfælde op til 15%. Generelt identificerede beregningsmetoderne

dog de samme variationer (eller tendenser) som røggasmålingerne på døgnniveau. Usikkerheden på måleresultaterne blev vurderet at være i samme størrelsesorden som usikkerheden på de beregnede resultater med brug af The Balance Method (Bilag 3) og var i begge tilfælde op til 10% relativt (2s, 95%-konfidensinterval). Metoderne er grundlæggende forskellige, og måleusikkerheden var derfor ikke af samme oprindelse. For målingerne stammede usikkerheden primært fra laboratorieanalysen, mens det for beregningerne primært skyldtes nøjagtigheden på anlægsmålere. Med modellen WS.BioCarbon blev usikkerheden bestemt til 18% relativt (2s, 95%-konfidensinterval) (Bilag 11) og altså væsentligt højere end de to andre metoder. Det skyldes, at sammensætningen af det fossile materiale er tillagt stor usikkerhed ved anvendelse af modellen på korte tidsperioder og er altså ikke udtryk for, at modellen skulle være mindre præcis end de andre metoder.

Årsagerne til de observerede forskelle blev undersøgt, men der kunne ikke identificeres nogen entydig forklaring. Følsomhedsanalyser viste, at beregningsmetodernes nøjagtighed især afhænger af målingen af CO₂ og O₂ samt antagelserne omkring kemisk sammensætning af affaldet.

Det skal bemærkes, at beregningsmetoderne er følsomme overfor momentane udsving i inputparametrene, når de som her anvendes over korte tidsintervaller, hvilket kunne være en årsag til de observerede afvigelser. Eksempelvis betød en relativ unøjagtighed på 1% på måling af CO₂ og O₂ henholdsvis op til 7% og 4% afvigelse på resultatet ved brug af 'WS.Biocarbon' (Bilag 11). For 'The Balance Method' er tilsvarende følsomhed også tidligere dokumenteret (Fellner et al., 2007). Den kemiske sammensætning af især fossilt materiale er på tilsvarende måde en følsom parameter (se eksempel i Bilag 11 samt Fellner et al. (2007)). De observerede forskelle mellem de to beregningsmetoder kan skyldes, at de anvender forskellige kemiske sammensætninger som forudsætning. Da kun meget få data for den kemiske sammensætning af forbrændingsregnet affald i Danmark eksistere, vil et bedre datagrundlag herfor være ønskeligt. Dette vil endvidere være nyttigt også for målemetoden, hvor referenceværdien C_{anthro} baseres på antagelser om, hvornår affaldets biomasse har groet og dermed biomassens ¹⁴C indhold.

Samlet set vurderes det, at beregningsmetoderne er egnede til estimering af CO₂-udledning fra affaldsforbrænding over længere tidsperioder, dvs. uger og måneder. Det var ikke muligt at 'kalibrere' beregningsmetoderne ud fra røggasmålingerne i projektet. For at dette kan lade sig gøre, kræves længere målekampagner med samtidig anvendelse af beregningsmetoderne.



Figur 9. Sammenligning af målemetode og beregningsmetoder for forsøg NF-A1 til NF-A5.

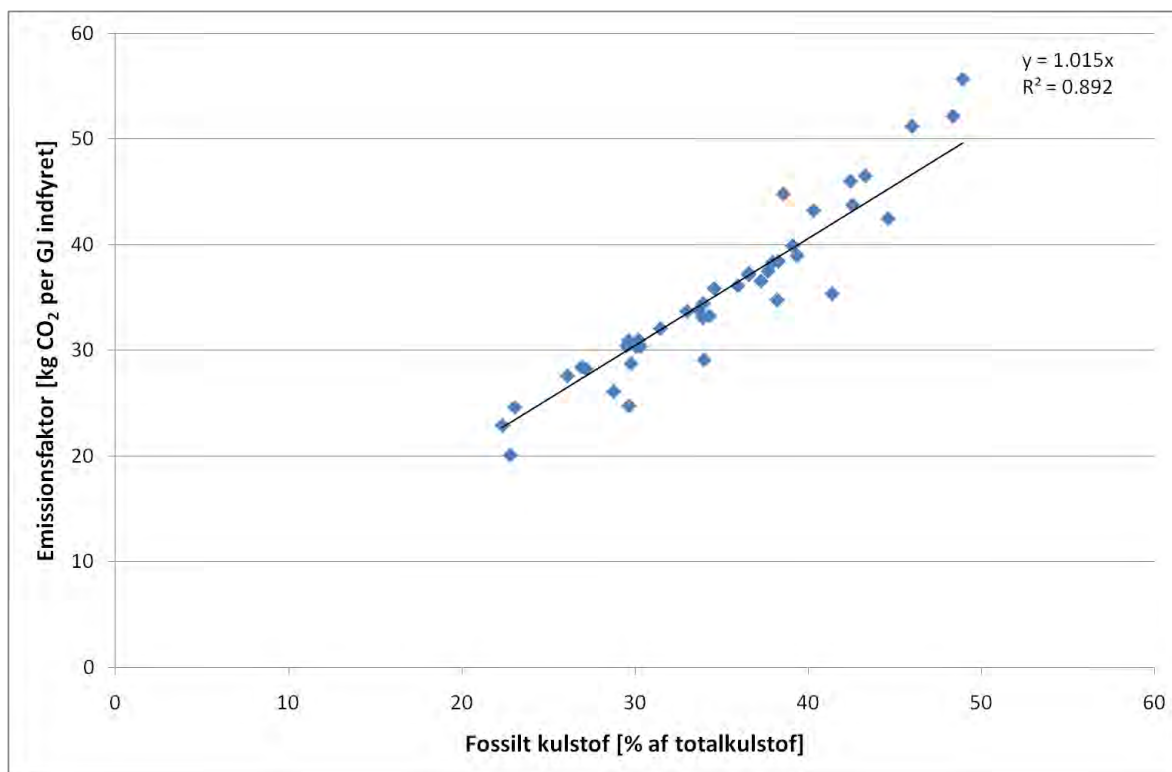
4.6. Indikatorer for CO₂-udledning

Formålet med identifikation af mulige indikatorer for CO₂-udledning var en nem metode til simpel estimering af CO₂-udledningen.

Der er en naturlig sammenhæng mellem fysiske egenskaber såsom brændværdi, kulstofindhold og vandindhold. Modellerings- og beregningsmetoder tager udgangspunkt i, at brændværdi og kulstofindhold er forholdsvis faste størrelser for individuelle materialer. Desuden adskiller fossile og biogene materialer sig fra hinanden ved, at biogene materialer indeholder mere ilt og har en lavere brændværdi end fossile materialer. Generelt set kan man forvente en sammenhæng, dvs. positiv korrelation, mellem karakteriserende parametre såsom brændværdi, emissionsfaktor, totalkulstof og andel af fossilt kulstof. Vandindhold har derimod en negativ korrelation med brændværdi og totalkulstof.

Både teoretiske modelleringer af affaldssammensætning og de faktiske målinger bekræftede, at der var en sammenhæng mellem disse parametre. Imidlertid var talværdierne meget påvirkelige af selv små variationer i vand- og kulstofindhold (beskrevet i sensitivitetanalyse, Bilag 1). Den bedste sammenhæng fandtes mellem andelen af fossilt kulstof og emissionsfaktoren, hvilket blev bekræftet af både modelleringer og målinger (Figur 10). Det vil sige, at emissionsfaktoren kan bestemmes ud fra en måling eller beregning af andelen af fossilt kulstof. Imidlertid må anvendelsesmulighederne siges at være begrænsede i praksis. Fx svarede en målt andel af fossilt kulstof på 40% til en emissionsfaktor på 35-45 kg/GJ. I teori og praksis var der også en rimelig god sammenhæng mellem brændværdi og total kulstofindhold, men der er umiddelbart ringe praktisk anvendelse af sådanne forhold. For alle øvrige kombinationer af parametre var korrelationen så svag, at de ikke vil kunne finde nogen praktisk anvendelse. Det skal dog nævnes,

at beregningsmetoder, der er baseret på korrelationer mellem fysiske egenskaber, tager højde for variabiliteten.



Figur 10. Sammenhæng mellem andelen af fossilt kulstof og emissionsfaktor for alle målinger i forsøgsrækken. Linien viser den bedste korrelation bestemt ved lineær regression med skæring i 0-punktet.

4.7. Målestrategi

¹⁴C-metodens samlede måleusikkerhed er vurderet i forhold til kravene til bestemmelsen af årgennemsnittet for udledningen af fossilt CO₂ (Bilag 2). I henhold til EU's krav til rapportering af CO₂ efter Emission Trading Scheme (ETS) skal den årlige, gennemsnitlige udledning af fossilt CO₂ bestemmes med en samlet usikkerhed på højst ± 7,5%, gældende for installationskategori A (værker med udledning af fossilt CO₂ på højst 500.000 tons per år), hvorunder de fleste danske affaldsforbrændingsanlæg vil høre (EC, 2003). Usikkerheden på højst 7,5% er her defineret som den relative usikkerhed, bestemt med et konfidensinterval på 95% (RSD). For at minimere omkostningerne ved målingen af biogent og fossilt CO₂ med ¹⁴C-metoden kan antallet af uge- eller månedsprøver over et år reduceres, idet det mindste tilladelige antal prøver kan beregnes ud fra Ligning (4):

$$(4) \quad RSD_{required} = \frac{RSD_{annual}}{\sqrt{n}}$$

Hvor:

$RSD_{required}$ = den højest tilladelige usikkerhed på bestemmelse af den årlige gennemsnitlige udledning af fossilt CO₂.

RSD_{annual} = den forventede variation af fossilt CO_2 over et år (inklusive måleusikkerheden). Variationen bestemmes ud fra en tidsopløsning svarende til prøvetagningsperioden (her uge eller måned).

n = det mindst tilladelige antal prøver, der skal udtages over et år for at opnå en maksimal usikkerhed på RSD_{required} på det beregnede årlige gennemsnit.

I Tabel 5 er det mindst mulige antal prøver bestemt ud fra de målte månedlige og ugentlige variationer i andelen af fossilt CO_2 på hvert af de fem anlæg. Det forudsættes her, at måleusikkerheden på bestemmelse af den totale CO_2 -udledning samt andelen af fossilt CO_2 er af mindre betydning end variationen. Denne antagelse forventes at være opfyldt med de normalt varierende affaldssammensætninger.

Tabel 5. Mindste antal prøver, der skal udtages hvert år med ^{14}C -metoden på de fem anlæg for, at der kan opnås en usikkerhed, der højst er 7,5% (RSD) på bestemmelsen af den årlige gennemsnitlige udledning af fossilt CO_2 .

Anlæg	Antal prøver udtaget	Målt årgennemsnit ± 1 standardafvigelse [% fossilt CO_2]	Observeret årsvariation: RSD_{annual} [%]	Maximal usikkerhed: RSD_{required} [%]	Mindste antal prøver pr. år: n
VF	10 x 1 måned	31 ± 5	32,8	7,5	12*
VF	3 x 1 uge	30 ± 7	47,7	7,5	40
NF	3 x 1 uge	35 ± 2	10,8	7,5	2
AF	3 x 1 uge	38 ± 2	10,0	7,5	2
OF	3 x 1 uge	45 ± 6	24,0	7,5	10
ÅF	3 x 1 uge	45 ± 3	14,0	7,5	3

* Den høje månedlige variation i fossilt CO_2 observeret ved månedsmålingerne på VF medfører, at der vil skulle udtages månedsprøver for alle årets 12 måneder.

Ud fra de relativt beskedne ugentlige variationer, der i dette projekt blev observeret for Næstved Forbrændingsanlæg, Amagerforbrænding og Odense Kraftvarmeværk, vil årgennemsnittet kunne beregnes ud fra resultatet af kun 2-3 ugentlige prøver fordelt over året. Dette forudsætter, at variationen mellem de tre stikprøver beskriver variationen fra uge til uge over et helt år. Dette er naturligvis en relativt grov antagelse, og en nærmere vurdering af det krævede antal prøver bør vurderes ud fra et større antal ugeprøver på anlæggene. Omvendt viser de 10 på hinanden følgende månedsprøver på Vestforbrænding en ganske stor variation, som medfører at årgennemsnittet på anlægget med de givne krav til usikkerheden ikke vil kunne beskrives ud fra et reduceret antal månedsprøver.

Samlet vurderes det baseret på ovenstående resultater, at prøvetagning ikke nødvendigvis vil skulle gennemføres hver uge eller måned. For anlæg med relativt små variationer hen over året, vil prøveantallet formentlig kunne reduceres betydeligt. For at reducere omkostningerne ved måling mest muligt, kan det som strategi anbefales at udtage et øget antal prøver det første år og herefter reducere prøveantallet de følgende år. Reduktionen af prøveantallet kan foretages ud fra de observerede variationer i det foregående år, som vist i ovenstående beregning af det nødvendige prøveantal.

Dette projekt har sigtet mod at måle døgn-, uge- og månedsvariationer. Som følge heraf er der udviklet prøvetagningssystemer, der kan udtage over tilsvarende måleperioder. Da rapportering efter ETS kvotesystemet ikke kræver en højere tidsopløsning end 1 år, vil det med prøvetagningssystemer med længere varighed (eks. 2-12 måneder pr. prøve) være muligt at reducere antallet af stikprøver tilsvarende. Sådanne prøvetagningssystemer er imidlertid ikke kommercielt tilgængelige og vil skulle udvikles specielt til dette formål.

5. Konklusioner

Det overordnede formål med projektet var at forbedre datagrundlaget for beregning af udledningen af biogent og fossilt CO₂ fra affaldsforbrænding i Danmark samt at udvikle og dokumentere brugen af metoder til formålet. Projektet omhandlede først og fremmest ¹⁴C-analyse af røggasprøver, men andre metoder baseret på energi- og massebalancer samt modellering af affaldssammensætningen blev også anvendt og evalueret. Der blev på fem danske forbrændingsanlæg gennemført i alt 44 målinger i form af 10 månedsmålinger, 5 x 3 ugemålinger, 2 x 7 døgnmålinger og 5 affaldsspecifikke forsøg. På grundlag af projektet blev den tidsmæssige og anlægsmæssige variation i CO₂-udledning fra affaldsforbrænding dokumenteret, og endvidere blev CO₂-udledningens relation til affaldets sammensætning vurderet. Nedenfor gennemgås projektets konklusioner og anbefalinger til videre arbejde.

Prøvetagnings- og analysemetode

- Der blev i projektet designet et system til langtidsprøvetagning af CO₂ fra røggas. Systemet blev indledningsvis testet i laboratoriet, og det viste sig fuldt funktionsdygtigt gennem feltmålinger. Systemet blev afprøvet på prøvetagningsperioder af et døgn, en uge og en måneds varighed. Der blev i forbindelse med langtidsmålingerne på de fem anlæg anvendt flowproportional prøvetagning, hvilket anbefales, hvis der er risiko for væsentlige fluktuationer af såvel røggasflow som biogene CO₂-udledninger.
- Projektet har dokumenteret, hvordan ¹⁴C-analyse med væskescintillation (LSC) kan anvendes til måling af biogent kulstof i CO₂, der er prøvetaget fra røggas. Forud for analysen blev ¹⁴C-indholdet i biogene og fossile referencematerialer bestemt, hvilket var en afgørende forudsætning for metodens anvendelighed.
- Den statistiske usikkerhed på den enkelte prøve blev bestemt til 6,4%, bestemt som relativ usikkerhed ved 62% biogent kulstof og med et konfidensinterval på 95%.
- Ud fra feltmålingerne blev den relative standardafvigelse mellem parallelt udførte målinger bestemt til at være mellem 1 % og 5 %, hvilket svarer til den reproducerbarhed, der generelt observeres ved vådkemiske målinger af gasformige stoffer.

Kulstof i dansk forbrændingseget affald

- Resultaterne af målinger på fem forbrændingsanlæg viste, at der var betydelige variationer i udledningen af biogent og fossilt CO₂, dels mellem de enkelte anlæg og dels over tid på det enkelte anlæg.
- Mellem anlæggene varierede det gennemsnitlige totalkulstofindhold i affald fra 255-341 kg/ton og den gennemsnitlige andel af biogent kulstof fra 55%-69%.
- Månedsmålinger dækkende næsten et helt år på et udvalgt anlæg viste betydelig variation over året: Andelen af biogent kulstof blev bestemt til 68% ± 5% (1 standardafvigelse).
- Døgnmålinger viste, at der var betydelig variation i affaldet fra dag til dag. Resultatet af to målekampanjer med døgnmålinger foretaget over en uge var således 70% ± 5% henholdsvis 63% ± 4% (1 standardafvigelse).
- Emissionsfaktorer estimeret for hvert af de fem forbrændingsanlæg varierede fra 29 til 51 kg fossilt CO₂ per GJ indfyret, hvilket viser, at der mellem anlæg kan være betydelige

forskelle på affaldets CO₂-belastning. På baggrund af disse resultater blev den nationale CO₂-emissionsfaktor estimeret til 37 kg/GJ under antagelser af, at målingerne var repræsentative for affaldsforbrænding i Danmark.

Affaldssammensætning

- Undersøgelser af andelen af de enkelte affaldsfraktioner i forbrændingsegnet affald viste forskelle på udvalgte affaldstypers sammensætning, men også at der må forventes høj variabilitet i sammensætningen.
- Det var ikke muligt ud fra eksisterende data for affaldssammensætningen, registreringer af det modtagne affald på anlæggene samt målekampagner at identificere signifikante forskelle i indholdet af biogent og fossilt kulstof i affaldstyperne: dagrenovation, storskrald og erhvervsaffald (service- og industriaffald). Dertil var variabiliteten i affaldstypernes sammensætning for stor.
- Registreringer af modtagne affaldstyper på de enkelte anlæg var ikke tilstrækkeligt til at forklare de observerede forskelle mellem anlæggene.

Modelleringer og beregningsmetoder

- Modellering af CO₂-udledning ud fra data for affaldssammensætning kan bruges til vurdering af udviklingstendenser, men vurderes ikke at være anvendeligt til præcise CO₂-opgørelser på nuværende tidspunkt, da eksisterende data for affaldssammensætningen er utilstrækkelige. Ofte er op til 1/3 af affaldet ikke klassificeret i eksisterende sorteringsanalyser.
- Beregningsmetoder blev afprøvet parallelt med målingerne i projektet. Resultaterne viste, at metoderne kunne identificere de samme variationer i biogent CO₂ på døgnniveau som røggasmålingerne og med samme estimerede måleusikkerhed.
- Det vurderes overordnet, at beregningsmetoderne er egnede til estimering af CO₂-udledning fra affaldsforbrænding. Der blev dog observeret systematiske forskelle mellem de beregnede og de målte værdier. Det vurderes, at disse forskelle skyldes nøjagtigheden af inputdata til beregningsmetoderne, hvor de mest sensitive parametre er måling af CO₂ og O₂, samt forudsætninger om affaldets sammensætning i beregningsmetoderne såvel som målemetoden.
- Det var ikke muligt at 'kalibrere' beregningsmetoderne ud fra røggasmålingerne i projektet. For at dette kan lade sig gøre, kræves længere målekampagner med samtidig anvendelse af beregningsmetoderne.
- I projektet blev der ikke fundet eksempler på, at driftsparametre var egnede som indikatorer for affaldets kulstofindhold. Teoretisk set er der korrelation mellem fx kulstofindhold og brændværdi, men i praksis var sådanne korrelationer svage, da parametrene er påvirkelige af andre faktorer, fx vandindhold.

Overvågning af CO₂-udledning fra forbrændingsanlæg

- På baggrund af måleresultaterne blev det beregnet, hvor mange stikprøver der er nødvendige for at fastlægge årsgennemsnittet for fossile CO₂-udledninger med 7,5% usikkerhed, bestemt med 95% konfidensinterval.
- For det anlæg, der havde den største tidsmæssige variation i de fossile CO₂-udledninger, burde årsgennemsnittet baseres på mindst 40 stikprøver, hver af 7 døgn varighed. For

anlæg, hvor der blev observeret mere konstante udledninger, kunne antallet af prøver reduceres til 2-10 stikprøver pr. år. Det er her antaget, at den målte variation mellem ugemålingerne på de fem anlæg er repræsentativ for den faktiske variation.

- Det anbefales i praksis gradvist at reducere antallet af prøver baseret på de observerede variationer det foregående år for et givet anlæg.

Anbefalinger vedr. videre arbejde

Det anbefales, at

- der gennemføres en driftsmæssig sammenligning mellem beregningsmetoder og ^{14}C -analyser baseret på røggasprøver for fastlæggelse af præcisionskrav til anlægsmålere og som grundlag for fremtidig fastlæggelse af antal præstationsmålinger.
- det klarlægges, hvordan beregningsmetodernes præcisionskrav til anlægsmålere i praksis kan efterkommes på de enkelte anlæg.
- der udarbejdes sammenlignelige målestrategier for ^{14}C -målemetode såvel som beregningsmetoder, så metoderne bedst muligt kan anvendes til overvågning af CO_2 -udledninger, fx til bestemmelse af emissionsfaktorer, årsopgørelser eller udvikling af bæredygtig energiproduktion.
- det undersøges, om det udviklede prøvetagningssystem til opsamling af $^{14}\text{CO}_2$ kan gøres mere omkostningseffektivt ved at øge prøvetagningstiden til 2-12 måneder pr. prøve og i højere grad automatisere "udskiftningen" af prøvetagningsmateriel.
- der gøres en indsats for at tilvejebringe bedre data for sammensætningen af brændbart affald, bl.a. for at undersøge affaldets variabilitet med henblik på den ovenfor nævnte udvikling af målestrategier samt med henblik på kalibrering af referenceværdier i ^{14}C -målemetode og beregningsmetoderne. Det nuværende kendskab til affaldets sammensætning er begrænset til data fra få sorteringsanalyser, der kun tilnærmelsesvis kan siges at være repræsentative for brændbart affald i Danmark.
- der i samarbejde med de relevante myndigheder udarbejdes en strategi for løbende opdatering af CO_2 -emissionsfaktorer.

6. Litteratur

ASTM (2008). Standard Practice for Collection of Integrated Samples for the Speciation of Biomass (Biogenic) and Fossil-Derived Carbon Dioxide Emitted from Stationary Emissions Sources. D 7459-08. August 2008. ASTM International, USA.

Astrup (2009). Notat: Indledende vurdering af biogent kulstof i brændbart affald baseret på kendskab til sammensætningen af affald. DTU Miljø, 19. marts 2009.

CEN (2007). Solid recovered fuels - Determination of the biomass content based on the ^{14}C method. CEN/TR 15591, Technical Report. European Committee for Standardization, Brussels.

CEN (2008). Solid recovered fuels - ^{14}C -based methods for the determination of the biomass content. prCEN/TS 15747, Technical Specification, final draft January 2008. European Committee for Standardization, Brussels.

Crillesen, K. (2008). Fossilt CO_2 fra affald - Hurtig metode til beregning af andelen af vedvarende energi og fossil energi i blandet affald. Data fra VF fra Anlæg 5. September 2008. I/S Vestforbrænding.

DTU Miljø (2008). EASEWASTE2008 (Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies). Tilgængelig på <<http://www.easewaste.dk/>>.

EC (2003). Directive 2003/87/EC of 13 October 2003. Establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community and amending Council Directive 96/61/EC.

Energistyrelsen (2011). Udtræk af energiproducenttællingen for 2010. Ikke publiceret. Stærkind, K. 2011-11-07.

Fellner, J., Cencic, O., Rechberger, H. (2007). A new method to determine the ratio of electricity production from fossil and biogenic sources in waste-to-energy plants. *Environmental Science and Technology*, 41, 2579–2586.

Fuglsang, K., Pedersen, N.H., Larsen, A.W., Astrup, T. (2011). Measurement method for determination of the ratio of biogenic and fossil-derived CO_2 in stack gas. 10th Int. Conference on Emissions Monitoring, 5–7 Oct 2011, Prague, The Czech Republic.

ISO (1993). ISO Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement. International Organization for Standardization, ISBN 92-67-20188-3.

ISO (2011). prEN/ISO 13833 (March 2011 draft). Stationary source emissions – Determination of the ratio of biomass (biogenic) and fossil-derived carbon dioxide – Radiocarbon sampling and determination.

Miljøstyrelsen (2011). Affaldsstatistik 2009 og Fremskrivning af affaldsmængder 2011-2050. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 4 2011. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.

Mohn, J., Szidat, S., Fellner, J., Rechberger, H., Quartier, R., Buchmann, B., Emmenegger, L. (2008). Determination of biogenic and fossil CO₂ and mass balances. *Bioresource Technology*, 99, 6471-6479.

Møller, J., Fruergaard, T., Riber, C., Astrup, T., Christensen, T.H. (2008). Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer. DTU Miljø, Danmarks Tekniske Universitet. (<http://www.affalddanmark.dk/docs/udgivelser/Miljovurdering.pdf>)

Nielsen, O.-K., Lyck, E. (2008). Notat vedrørende CO₂ emissioner fra affaldsforbrænding. August 2008. Afdeling for Systemanalyse, National Environmental Research Institute, University of Aarhus.

Nielsen, O.-K., Lyck, E., Mikkelsen, M.H., Hoffmann, L., Gyldenkerne, S., Winther, M., Nielsen, M., Fauser, P., Thomsen, M., Plejdrup, M.S., Illerup, J.B., Sørensen, P.B., Vesterdal, L. (2008). Denmark's National Inventory Report 2008 - Emission Inventories 1990-2006 - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. NERI Technical Report no. 667. <http://www.dmu.dk/Pub/FR667.pdf>

Obermoser, M., Fellner, J., Rechberger, H., 2009. Determination of reliable CO₂ emission factors for waste-to-energy plants. *Waste Management & Research*, 27, 907-913.

Palstra, S.W.L., Meijer H.A.J. (2010). Carbon-14 based determination of the biogenic fraction of industrial CO₂ emissions – Application and validation. *Bioresource Technology*, 101, 3702-3710.

Reinhardt, T., Richers, U., Suchomel, H. (2008). Hazardous waste incineration in context with carbon dioxide. *Waste Management & Research*, 26, 88-95.

7. Bilagsliste

Bilag 1: Artikel om CO₂-emissionsfaktorer og kildesortering

Bilag 2: Artikel om målemetode og variation

Bilag 3: Artikel om affaldssammensætning og metodesammenligning

Bilag 4: Affaldssammensætning i forsøgene

Bilag 5: Referenceværdier i ¹⁴C-analyser

Bilag 6: Kulstofflow i forbrændingsprocessen

Bilag 7: Resultater

Bilag 8: Beregning af national emissionsfaktor

Bilag 9: Rapport fra TU Wien om forsøg med kontrolleret affaldsinput på Næstved Forbrændingsanlæg

Bilag 10: Rapport fra TU Wien om døgnmålinger på Næstved Forbrændingsanlæg

Bilag 11: Beskrivelse af WS.BioCarbon Prediction Model

Bilag 1: Artikel om CO₂-emissionsfaktorer og kildesortering

Larsen, A. W., Astrup, T. (2011). CO₂ emission factors for waste incineration: Influence from source separation of recyclable materials. *Waste Management*, 31, 1597–1605.

Bilaget medtages ikke i den offentlige version af rapporten.

Bilag 2: Artikel om målemetode og variation

Fuglsang, K., Pedersen, N.H., Larsen, A.W., Astrup, T (2012). Variations in biogenic and fossil CO₂ emissions from Danish waste incinerators measured by radiocarbon dating of long-term samples of CO₂. Manuskript.

Bilaget medtages ikke i den offentlige version af rapporten.

Bilag 3: Artikel om affaldssammensætning og metodesammenligning

Larsen, A.W., Fuglsang, K., Pedersen, N.H., Fellner, J., Rechberger, H., Astrup, T. (2012): Biogenic carbon in combustible waste: variability of waste composition and measurement uncertainty. Manuskript.

Bilaget medtages ikke i den offentlige version af rapporten.

Bilag 5: Referenceværdier i ^{14}C -analyser

Kulstof findes i naturen som tre forskellige isotoper: ^{12}C , ^{13}C og ^{14}C , der adskiller sig i antallet af neutroner i atomkernen (6, 7 eller 8). Hvor de to første isotoper er stabile (og udgør henholdsvis 98.9% og 1.1% af jordklodens kulstof), så er ^{14}C radioaktivt med en halveringstid på 5730 år. ^{14}C dannes naturligt i atmosfærens øverste lag ved en reaktion mellem kvælstof og kosmisk stråling i en nogenlunde konstant rate, hvorved der i atmosfæren er en vis (og meget lille) koncentration af $^{14}\text{CO}_2$, idet forholdet mellem $^{14}\text{CO}_2/^{12}\text{CO}_2$ er omtrentligt 10^{-12} .

Planter, der fikserer kulstof, får således indbygget en vis mængde ^{14}C (relativt til totalt kulstof). Når planten (eller rettere: det pågældende væv) dør, vil ^{14}C her henfalde, hvilket er grundlaget for, at ^{14}C -datering er mulig.

Formålet med analysen i denne sammenhæng er imidlertid ikke at bestemme, hvor gammel en givet biomasse er, men derimod at estimere hvor stor en andel af kulstoffet i forbrændingsegnet affald, der hidrører fra biomasse, under den generelle antagelse, at biomassen er træafledt og af så ny dato, at henfald af ^{14}C kan negligeres.

Fremgangsmåden er således først at bestemme mængden af ^{14}C i prøvematerialet relativt til den totale mængde kulstof i materialet, og herefter fortolke resultatet i termer af biomassefraktion.

Bestemmelse af indhold af ^{14}C

^{14}C bestemmes ved hjælp af en radioaktivitetsanalyse, hvor betaaktivitet fra prøven måles i det energiområde, hvor betastråling fra ^{14}C forventes at ligge. Betaaktiviteten måles ved hjælp af væskescintillations-analyse (LSC) mod en sporbar reference.

Prøvematerialet foreligger i form af carbonat i vandig opløsning med et overskud af OH^- , som er resultatet af absorptionsprocessen under prøvetagningen.

Analysen består herefter i trin af:

- vådkemisk frigørelse af kulstof i form af CO_2 ,
- absorption af den frigjorte CO_2 i CarboSorb E (specialreagens) med efterfølgende tilsætning af scintillationsvæske,
- tælling i væskescintillationstæller,
- tilsætning af intern standard, efterfulgt af gentagen tælling med intern standard.

Analyseresultat, udtrykt som pmC_{sample} (percent modern carbon), angiver andelen af biogent kulstof i prøven, med korrektion for antropogene effekter. Beregningsmåden er vist i Ligning (I)-(IV)). Konstanter og korrektioner i ligninger er nærmere beskrevet i nedenstående afsnit. Det er vigtigt at bemærke, at betegnelsen pmC i dette projekt er brugt som betegnelse for den målte andel af biogent kulstof korrigeret for antropogene variationer i atmosfærens indhold af ^{14}C i de sidste 60 år, idet pmC også ses anvendt for den målte andel af biogent kulstof baseret alene på standardaktiviteten af ^{14}C i frisk biomasse (AISA), se nedenstående afsnit.

$$pmC_{sample}[\%] = \frac{A_{an} \left[\frac{DPM}{gC} \right]}{C_{AISA_{wood}} \left[\frac{DPM}{gC} \right]} \cdot \frac{100[\%]}{C_{anthro}[\%]} \cdot 100[\%] = A_{an} \left[\frac{DPM}{gC} \right] \cdot 6.6046 \left[\frac{\% \cdot gC}{DPM} \right] \quad (I)$$

hvor:

$$A_{an} \left[\frac{DPM}{gC} \right] = \frac{(R_{an}[CPM] - R'_0[CPM])}{\varepsilon \cdot M_{CO_2}[g] \cdot C_{C/CO_2}} \quad (II)$$

$$R'_0[CPM] = R_0[CPM] - \varepsilon \cdot A_{C,0} \left[\frac{DPM}{gC} \right] \cdot \overline{M_{C,0}}[g] \quad (III)$$

$$\varepsilon = \frac{R_{spike}[CPM] - R_{an}[CPM]}{A_{spike}[DPM]} \quad (IV)$$

anvendte symboler:

symbol	enhed	beskrivelse
pmC_{sample}	%	den forventede andel af kulstof i prøven, der har biogen/atmosfærisk oprindelse, med korrektion for antropogene effekter
A_{an}	DPM/g C	Det analyserede indhold af ^{14}C i prøven, målt som antal disintegrationer pr. minut (DPM) pr. gram kulstof
$C_{AISA_{wood}}$	DPM/g C	Forventeligt indhold af ^{14}C (relativt til total C) i frisk biomasse, med en korrektion for $^{13}C/^{12}C$ forholdet svarende til træ på tempererede breddegrader (13.399 DPM/g C, se udledning senere), og uden antropogene variationer
C_{anthro}	%	korrektionsfaktor for antropogene variationer, udtrykt på en skala, hvor C_{AISA} er 100%. Her er anvendt 113%, se diskussion af denne størrelse senere.
$A_{C,0}$	DPM/g C	Abiotisk referencemateriales indhold af ^{14}C (målt på referencelaboratorium)
R_{an}	CPM	Analysens observerede tællerate (CPM: counts per minute, i modsætning til DPM: disintegrations per minute)
R'_0	CPM	Den hypotetiske observerede tællerate fra en analyse af referencemateriale uden indhold af ^{14}C
R_0	CPM	Observeret tællerate ved analyse af abiotisk referencemateriale (med et meget lavt indhold af ^{14}C)
$\overline{M_{C,0}}$	g	middelmasse af C i abiotisk referencemateriale
C_{C/CO_2}	(dim.løs)	Forholdet mellem molvægten af carbon og molvægten af CO_2
M_{CO_2}	g	Masse af CO_2 i prøven, bestemt ved gravimetrisk analyse
ε	(dim.løs)	Tælleeffektivitet, målt på den enkelte prøve
R_{spike}	CPM	Observeret tællerate ved analyse efter tilsætning af spike
A_{spike}	DPM	Aktivitet af spike (opgivet med sporbarhed af leverandør)

Uddybning af indgående konstanter og korrektioner

^{14}C -analysen resulterer i et svar udtrykt som en given mængde ^{14}C pr g C, hvilket er ækvivalent med et givet forhold $^{14}\text{CO}_2/^{12}\text{CO}_2$. For herudfra at kunne bestemme fraktionen af biomasse i kulstofkilden, er det nødvendigt at vide, hvilken mængde ^{14}C pr g C der kan forventes i den rene biomasse.

Standardaktiviteten af ^{14}C i frisk biomasse er under betegnelsen "absolute international standard activity" (AISA) defineret som "95% af indholdet af standardmaterialet NBS SRM-4990, henfaldskorrigeret til 1950" (Stuiver, M. & Polach, H.A. 1977). Denne definition er det bedste bud på, hvad frisk biomasse fra naturens hånd (dvs uafhængigt af antropogene kilder) vil indeholde af ^{14}C .

Denne aktivitet er kvantificeret til 13.56 DPM/g C, svarende til 226 Bq/kg C (Mook, W.G. & Plicht, J.vd 1999).

At man ikke bare kan bruge dette tal direkte, skyldes to forhold:

- Planter er ikke bare planter. En plante fikserer kulstof i et forhold, der næsten, men ikke fuldstændigt svarer til atmosfærens $^{14}\text{CO}_2/^{12}\text{CO}_2$ -forhold, idet planten altid vil indbygge en lille smule mindre ^{14}C . Præcis hvor meget mindre afhænger af, hvad det er for en plante og de aktuelle vækstforhold.
- De antropogene kilder: Atmosfærens indhold af ^{14}C har i de sidste 60 år ikke været konstant, på grund af menneskelig aktivitet. Planter indbygger ^{14}C relativt til atmosfærens indhold.

Bestemmelse af $C_{\text{AISA}_{\text{wood}}}$

For så vidt det første forhold, plante- og klimaspecificitet, så har man i forbindelse med ^{14}C -datering udviklet en korrektionsmetode, der baserer sig på det faktum, at der er en (overordentlig god) korrelation mellem $\delta^{14}\text{C}$ og $\delta^{13}\text{C}$, idet forholdet herimellem er præcis 2. I forhold til datering udføres korrektionen ved at måle indholdet ^{13}C , hvilket forholdsvist enkelt kan gøres med en massespektrograf, og korrigerer som beskrevet i *Stuiver, M. and Polach, H.A. (1977)*.

I dette projekt er det valgt at antage, at den træbaserede biomasse i affaldet har en under-inkorporering af ^{13}C på 25 promille (Mook, W.G. and Plicht, J.vd 1999). Idet NBS SRM-4990 som biomassemateriale er atypisk ved at have en tilsvarende under-inkorporering af ^{13}C på 19 promille, fås en korrektion i forhold til AISA således (jf. Mook, W.G. and Plicht, J.vd (1999)):

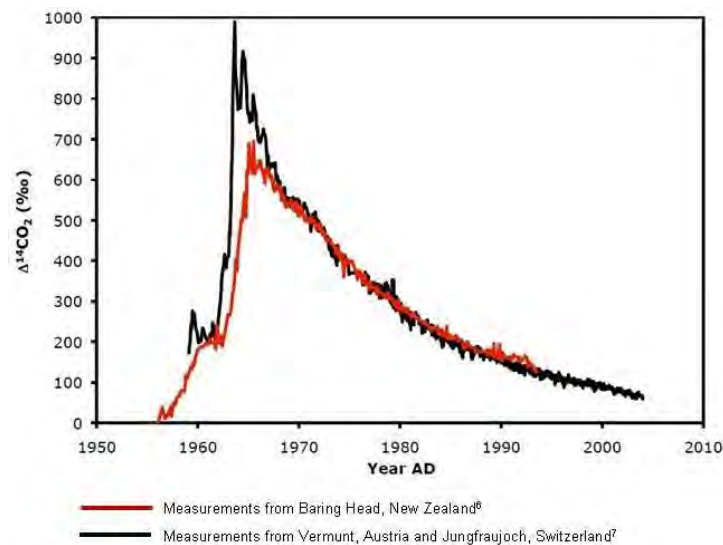
$$\text{AISA}_{\text{wood}} = \text{AISA}_{\text{SRM-4990}} / (1 - 2(19-25)/1000) = 13.399 \text{ DPM/g C} \quad (\text{V})$$

Bestemmelse af C_{anthro}

For så vidt angår de antropogene kilder gør to forhold sig gældende:

- Udledningen af fossilt CO_2 fra den øgede afbrænding af fossile brændsler "fortynder" i stigende grad det kosmogene ^{14}C . Denne effekt, der generaliseret til en række parametre kaldes "Suess-effekten", bevirker en stadig reduktion i indholdet af ^{14}C i atmosfæren.
- Atomprøvesprængningerne i 1950'erne bidrog til en væsentlig forøgelse af ^{14}C i atmosfæren. Effekten var betydelig i 1950'erne og har været aftagende siden som følge af fiksering og mineralisering af C fra atmosfæren.

Den samlede antropogene effekt er illustreret i Figur 1.



Figur 1. Effekten af de nukleare tests på ^{14}C indholdet i atmosfæren på den nordlige og sydlige halvkugle (NOAA 2012). De nukleare tests blev udført fra midten af 1950'erne og indtil 1963.

Effekten på groende biomasse er, at ^{14}C -koncentrationen på væksttidspunktet er bestemmende for indholdet. For biomasse i brændsel er det således i princippet nødvendigt at kende biomassens væksttidspunkt for at kunne korrigere for de antropogene effekter korrekt.

En nyere schweizisk undersøgelse har bestemt gennemsnitskorrektionen for schweiziske affaldsforbrændingsanlæg til 113%, hvilket var baseret på undersøgelser af affaldets sammensætning (Mohn et al. 2008). Denne korrektion, C_{anthro} , er brugt i dette projekt, da affaldssammensætningen i Danmark blev vurderet ikke at være væsentligt forskellig fra den schweiziske. Det er en væsentlig pointe, at den korrekte korrektion er en funktion af tid, idet indholdet af ^{14}C i atmosfæren er aftagende. Ved ekstrapolation af kurven ses det, at et niveau svarende til AISA vil nås om få år; på grund af Suess-effekten vil den sandsynligvis falde yderligere.

Referencer

Mohn, J. et al. (2008). Determination of biogenic and fossil CO₂ emitted by waste incineration based on $^{14}\text{CO}_2$ and mass balances. *Bioresource Technology* 99, pp. 6471-6479.

Mook, W.G. and Plicht, J.vd (1999). *Radiocarbon* 41 (3), pp. 227-239

NOAA (2012) NOAA Earth System Research Laboratory, U.S. Department of Commerce. About "The Bomb Spike". <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/infodata/isotopes/bombspike.html> (3. februar 2012)

Stuiver, M. and Polach, H.A. (1977). Discussion: Reporting of ^{14}C data. *Radiocarbon* 19 (3), pp. 355-363.

Bilag 6: Kulstofflow i forbrændingsprocessen

Det største kulstofflow i forbrændingsprocessen er omdannelsen af kulstof bundet i organiske materialer, biogene såvel som fossile, til gasformig CO₂. Derudover findes en række mindre kulstofflow, som potentielt kunne influere på målingen af CO₂. I dette bilag redegøres der kort for størrelsen af øvrige kulstofflow i forbrændingsprocessen.

Forbrændingsluft

Udeluft, der tilføres som forbrændingsluft, indeholder ca. 0,04% (biogent) CO₂. Koncentrationen er meget lavere end koncentrationen af CO₂ i den dannede røggas. Der dannes ca. 3,7 Nm³ våd røggas per kg affald, hvor af 3 Nm³ er tilført forbrændingsluft (Hulgaard & Vehlow, 2011). Ved et luftoverskud $\lambda=2$ tilføres yderligere 3 Nm³ forbrændingsluft. Heraf kan beregnes, at CO₂ tilført med forbrændingsluft maksimalt vil udgøre 0,4% af røggassens CO₂.

Støttebrændsler

Både biogene (fx træ) og fossile (fx gas og olie) brændsler anvendes til opstarts- og støttebrændsler. Ved prøvetagning af røggassen vil den udtagede prøve også indeholde CO₂ fra forbrænding af disse. Ved bestemmelse af affaldets kulstofindhold må man derfor korrigere for bidraget fra opstarts- og støttebrændsler. Det er forholdsvis enkelt, da forbruget af andre brændsler registreres.

Uorganisk kulstof

Kulstof i affaldet kan inddeles i biogent, fossilt og uorganisk kulstof alt efter materialernes oprindelse. Det uorganiske kulstof vil primært findes i form af kalk (fossilt CaCO₃), som kan dekomponere til CaO og CO₂. Omtrent 1% af affaldets kulstof er uorganisk, men langt fra alt vil dekomponere (Fellner et al., 2007; Kreissig & Stoffregen, 2008). Andelen af CO₂ af uorganisk oprindelse vil således være ubetydelig ved måling af CO₂.

Emission via røggas

Kulstof vil under forbrændingsprocessen hovedsageligt omdannes til CO₂, men lille del vil emitteres som andre kemiske forbindelser såsom CO, CH₄, NMVOC og TOC. Med de gældende grænseværdier vil disse dog udgøre <0,1% af den total mængde kulstof i affaldet (beregnet ud fra Vehlow & Dalager, 2011). Man kan således se bort fra emission af kulstof i form af andre kemiske forbindelser.

TOC i slagge

En del af det organiske materiale vil forblive uforbrændt og udgøre en del af slaggen fra forbrændingsprocessen. Det vurderes, at mindst 1% af affaldets kulstof vil findes i slaggen efter forbrænding (beregnet ud fra bl.a Rendek et al., 2007 og Brunner et al., 1987). Maksimalt tilladt 3% TOC i slagge, jf. forbrændingsbekendtgørelsen. Således vil ikke alt kulstof omsættes til CO₂, men dette er uden betydning for måling af røggassens CO₂.

Røggasrensning

Karbonatprodukter kan anvendes til fjernelse af syrer i røggassen, fx i form af CaCO₃ og NaHCO₃ ved henholdsvis våde og tørre røggasrensningsprocesser (Vehlow & Dalager, 2011). Ved reaktion med SO₂ eller HCl frigives CO₂ fra karbonat. Med udgangspunkt i at 1 ton affald indeholder op til 6,5 kg HCl og 2 kg SO₂, vil det betyde, at 2,5 kg kulstof tilføres og frigives som CO₂ i røggasrensningsprocessen. Det svarer til ca. 1% af affaldets kulstofindhold. Overslagsberegninger

fra forsøgsanlæggene viste dog, at bidraget fra tilført kalk i praksis var mindre end 1%, og man kan derfor se bort fra det. Hvis karbonatproduktet er af mineralsk oprindelse, vil det tilførte kulstof betragtes som fossilt kulstof.

Afsvovling af røggas kan også ske med brændt kalk, dvs. CaO eller Ca(OH)₂, som i teorien også kan udfælde andre sure gasser som CO₂, NO_x og HCl. Generelt set består afsvovlningsproduktet af meget rent gips, og dannelsen af CaCO₃ må formodes at være minimal. Overslagsberegning er for forsøgsanlæggene viste, at eventuel udfældning af CaCO₃ er meget mindre end 1% af røggassens CO₂ og derfor uden betydning ved måling af CO₂.

Konklusion

Ved en almindeligt fungerende forbrændingsproces vil mindst 98% af affaldets kulstof omdannes til CO₂. Prøvetagning af røggassens CO₂ vil være repræsentativ for alt dannet CO₂, så ved bestemmelse af biogent og fossilt kulstof fra affald vil det være nødvendigt at korrigere for CO₂ fra støttebrændsler og evt. forbrændingsluft og røggasrensning.

Referencer

Fellner, J., Cencic, O., Rechberger, H., 2007. A new method to determine the ratio of electricity production from fossil and biogenic sources in waste-to-energy plants (Supporting Information). *Environmental Science and Technology*, 41, 2579–2586.

Hulgaard, T. & Vehlow, J., 2011. Incineration: Process and Technology (chapter 8.1, page 364-392). In: *Solid Waste Technology & Management*, vol. 1. Eds. Thomas H. Christensen. Wiley, United Kingdom.

Kreissig, J., Stoffregen, A., 2008. Life Cycle Assessment of Waste-to-Energy plants in Europe – Modelling of thermal treatment of municipal and similar waste to calculate eco-profiles for the European Reference Life Cycle Data System (ELCD). Report for CEWEP prepared by PE International, Leinfelden-Echterdingen, Germany.

Paul H. Brunner, Markus D. Müller, Stephen R. McDow and Hermann Moench, 1987. Total organic carbon emissions from municipal incinerators. *Waste Management & Research*, 5, 355-365.

Rendek, E., Ducom, G., Germain, P., 2007. Assessment of MSWI bottom ash organic carbon behavior: A biophysicochemical approach. *Chemosphere*, 67, 1582–1587.

Vehlow, J. & Dalager, S., 2011. Incineration: Flue Gas Cleaning and Emissions (chapter 8.2, page 393-420). In: *Solid Waste Technology & Management*, vol. 1. Eds. Thomas H. Christensen. Wiley, United Kingdom.

Bilag 7: Resultater

Detaljeret præsentation af måleperioder, måleresultater og beregninger af kulstofindhold mm.

Anlæg		Vestforbrænding									
ForsøgsID		VF-M1	VF-M2	VF-M3	VF-M4	VF-M5	VF-M6	VF-M7	VF-M8	VF-M9	VF-M10
Prøvetagningsperiode	Start	02-09-2010 15:20	30-09-2010 11:10	05-11-2010 11:03	16-12-2010 10:55	05-01-2011 10:58	03-02-2011 08:42	02-03-2011 13:47	11-04-2011 12:35	17-05-2011 00:00	16-06-2011 13:49
	Slut	30-09-2010 10:30	29-10-2010 10:45	07-12-2010 13:15	05-01-2011 10:30	03-02-2011 08:00	02-03-2011 13:20	01-04-2011 10:32	09-05-2011 09:30	16-06-2011 12:49	18-07-2011 13:06
Affaldsmængde	tons	20113	19380	22389	14860	21635	21244	22171	18146	20751	21791
Brændværdi	GJ/ton	10.5	11.6	10.8	9.2	10.0	9.8	10.4	11.9	11.4	-
Fossilt kulstof	%	33.9	30.1	23.1	26.1	30.3	28.8	29.7	34.0	41.4	-
Totalkulstof	kg/ton	279	320	313	265	272	242	235	277	265	-
b-kulstof	kg/ton	184	224	241	196	189	172	165	183	155	-
f-kulstof	kg/ton	95	96	72	69	82	69	70	94	109	-
f-CO2-emissionsfaktor	kg/GJ	33	30	25	28	30	26	25	29	35	-
f-CO2-emissionsfaktor	kg/ton	347	353	265	254	302	255	256	345	401	-

Bemærkninger:

- Affaldsmængde og brændværdi, registrering fra SRO-anlæg
- Fossilt kulstof, % af affaldets totalkulstof, korrigeret for bidrag fra udeluft og støttebrændsel
- b = biogent
- f = fossilt

Anlæg		Vestforbrænding									
ForsøgsID		VF-U1	VF-U2	VF-U3	VF-D1	VF-D2	VF-D3	VF-D4	VF-D5	VF-D6	VF-D7
Prøvetagningsperiode	Start	29-10-2010 11:20	15-02-2011 14:00	16-06-2011 13:49	29-10-2010 11:18	30-10-2010 11:20	31-10-2010 10:15	01-11-2010 09:59	02-11-2010 09:20	03-11-2010 09:51	04-11-2010 09:51
	Slut	05-11-2010 10:20	22-02-2011 14:11	23-06-2011 12:50	30-10-2010 11:05	31-10-2010 10:00	01-11-2010 09:38	02-11-2010 09:18	03-11-2010 09:33	04-11-2010 09:23	05-11-2010 09:59
Affaldsmængde	tons	4850	5770	4725	740	641	595	679	703	682	754
Brændværdi	GJ/ton	11.3	9.4	-	10.8	11.8	13.0	11.3	10.9	11.0	10.5
Fossilt kulstof	%	30.2	22.8	-	29.5	34.0	37.7	31.5	26.9	27.2	22.4
Totalkulstof	kg/ton	315	226	-	303	325	352	313	312	313	292
b-kulstof	kg/ton	220	174	-	213	215	219	214	228	228	227
f-kulstof	kg/ton	95	51	-	89	110	133	98	84	85	65
f-CO2-emissionsfaktor	kg/GJ	31	20	-	30	34	37	32	28	28	23
f-CO2-emissionsfaktor	kg/ton	349	189	-	328	405	486	361	308	312	239

Anlæg		Amagerforbrænding			Aarhus Forbrændingsanlæg			Odense Kraftvarmeværk		
ForsøgsID		AF-U1	AF-U2	AF-U3	ÅF-U1	ÅF-U2	ÅF-U3	OF-U1	OF-U2	OF-U3
Prøvetagningsperiode	Start	09-09-2010 11:58	05-01-2011 15:00	07-06-2011 14:42	08-11-2010 11:55	25-01-2011 11:55	24-05-2011 14:40	15-11-2010 16:40	01-02-2011 14:17	17-05-2011 12:08
	Slut	16-09-2010 11:30	14-01-2011 13:05	14-06-2011 13:10	15-11-2010 10:20	01-02-2011 09:00	31-05-2011 11:47	22-11-2010 09:36	08-02-2011 13:45	24-05-2011 09:30
Affaldsmængde	tons	2721	2401	2654	2734	2735	2856	1147	1352	1257
Brændværdi	GJ/ton	9.6	9.7	9.7	11.2	10.8	11.4	10.6	11.2	11.2
Fossilt kulstof	%	34.3	38.2	33.0	43.3	42.4	48.4	38.5	46.0	48.9
Totalkulstof	kg/ton	253	241	270	327	320	335	335	340	347
b-kulstof	kg/ton	166	149	181	185	184	173	206	183	177
f-kulstof	kg/ton	87	92	89	141	136	162	129	156	170
f-CO2-emissionsfaktor	kg/GJ	33	35	34	46	46	52	45	51	56
f-CO2-emissionsfaktor	kg/ton	318	337	327	519	498	593	474	573	622

Anlæg		Næstved Forbrændingsanlæg									
ForsøgsID		NF-U1	NF-U2	NF-U3	NF-D1	NF-D2	NF-D3	NF-D4	NF-D5	NF-D6	NF-D7
Prøvetagningsperiode	Start	25-08-2010 12:55	17-01-2011 12:54	29-03-2011 12:06	25-08-2010 12:55	26-08-2010 13:04	27-08-2010 13:45	28-08-2010 13:40	29-08-2010 13:30	30-08-2010 13:09	31-08-2010 13:50
	Slut	01-09-2010 13:46	24-01-2011 11:10	05-04-2011 11:26	26-08-2010 12:56	27-08-2010 13:06	28-08-2010 12:55	29-08-2010 13:00	30-08-2010 12:34	31-08-2010 13:05	01-09-2010 13:46
Affaldsmængde	tons	1349	956	996	183	193	184	173	170	205	218
Brændværdi	GJ/ton	10.1	10.5	12.3	10.4	10.0	10.0	10.7	10.9	9.3	9.2
Fossilt kulstof	%	36.6	38.3	40.3	42.5	34.6	29.6	36.6	37.9	39.1	39.4
Totalkulstof	kg/ton	280	288	361	291	283	285	296	300	259	248
b-kulstof	kg/ton	177	178	216	167	185	201	188	186	158	150
f-kulstof	kg/ton	102	110	146	124	98	84	108	114	101	98
f-CO2-emissionsfaktor	kg/GJ	37	38	43	44	36	31	37	38	40	39
f-CO2-emissionsfaktor	kg/ton	375	404	534	453	359	310	397	417	371	358

Anlæg		Næstved Forbrændingsanlæg				
ForsøgsID		NF-A1	NF-A2	NF-A3	NF-A4	NF-A5
Prøvetagningsperiode	Start	18-05-2010 09:00	21-05-2010 09:00	27-05-2010 09:00	01-06-2010 09:00	04-06-2010 09:00
	Slut	19-05-2010 03:00	22-05-2010 09:00	28-05-2010 09:00	02-06-2010 09:00	05-06-2010 09:00
Affaldsmængde	tons	159	212	209	210	208
Brændværdi	GJ/ton	10.2	9.9	10.3	10.5	10.7
Fossilt kulstof	%	35.9	29.8	37.3	33.7	44.6
Totalkulstof	kg/ton	280	262	276	288	276
b-kulstof	kg/ton	179	184	173	191	153
f-kulstof	kg/ton	101	78	103	97	123
f-CO2-emissionsfaktor	kg/GJ	36	29	37	34	42
f-CO2-emissionsfaktor	kg/ton	369	286	377	356	452

Bilag 8: Beregning af national emissionsfaktor

Med dette projekt er der for første gang udført direkte målinger af indholdet af fossilt kulstof i forbrændingsegnet affald i Danmark. For at fastlægge en forbedret værdi for den nationale CO₂-emissionsfaktor for affald er der derfor estimeret en værdi på baggrund af projektets resultater.

Anlægsspecifikke emissionsfaktorer

Emissionsfaktorer, angivet i kg fossilt CO₂ per GJ indfyret, blev beregnet for hvert anlæg på baggrund af målingerne. De anlægsspecifikke emissionsfaktorer blev beregnet som gennemsnittet af emissionsfaktorer beregnet for de enkelte målinger på hvert anlæg. Der indgik 9 målinger af en måneds varighed til beregning af emissionsfaktoren for Vestforbrænding, og 3 målinger af en uges varighed til beregning for de øvrige anlæg. Emissionsfaktorerne for anlæggene varierede fra 29-51 kg/GJ (se Tabel 1) med en relativ standardafvigelse på op til 13%. Det bekræfter, at emissionsfaktorer er variable, og en bestemmelse af emissionsfaktorer må derfor nødvendigvis baseres på repræsentative målinger, hvad enten det er på landsbasis eller specifikt for et anlæg.

Der er målt på én ovnlinie på hvert anlæg, som hver havde 3 eller 4 ovnlinier. Det blev vurderet, at man med rimelighed kunne forudsætte, at det indvejede affald blev tilfældigt fordelt på anlæggets ovnlinier, og den målte ovnlinie derfor repræsenterede hele anlægget. De fem anlæg udgjorde tilsammen 44% af affaldsenergiinputtet i Danmark, jf. Energistyrelsen (2011).

National emissionsfaktor

Det foreslås, at den nationale emissionsfaktor beregnes som et gennemsnit af de anlægsspecifikke emissionsfaktorer vægtet efter mængden af affald forbrændt på anlæggene. Dette er analogt til fastlæggelse af CO₂-emissionsfaktoren for kul på basis af anlægsspecifikke CO₂-kvoteindberetninger. Til vægtning anvendtes det årlige affaldsenergiinput på anlæggene i 2010 i henhold til Energistyrelsens Energiproducenttælling (ikke-publicerede data fra Energistyrelsen (2011)). Alternativt kunne vægtningen også være foretaget efter affaldsmængden i ton, men en overslagsberegning viste, at dette næppe ville ændre resultatet.

På dette grundlag blev emissionsfaktoren for forbrændingsegnet affald i Danmark bestemt til 37 ±4 kg CO₂ pr GJ indfyret svarende til en relativ standardafvigelse på 10% (95%-konfidensinterval). Det skal fremhæves, at denne standardafvigelse bl.a. baseres på de målte variationer. Da det ikke vides i hvilken udstrækning disse variationer repræsenterer perioderne uden målinger og andre anlæg, må der tages forbehold for standardafvigelsen på de 10% for det vægtede gennemsnit.

Tabel 1: Anlægsspecifikke emissionsfaktorer samt gennemsnit vægtet efter affaldsenergiinput.

	VF-M	AF-U	ÅF-U	OF-U	NF-U	VÆGTET
Anlægsspecifikke emissionsfaktorer: gennemsnit ± standardafvigelse [kg fossilt CO ₂ per GJ]	29 ±4	34 ±1	48 ±3	51 ±5	40 ±3	37 ±4
Relativ standardafvigelse	13%	2%	7%	11%	8%	10%

Beregningen af den nationale emissionsfaktor er baseret to vigtige antagelser:

- 1) De anlægsspecifikke emissionsfaktorer er nøjagtigt bestemt.
- 2) Anlæggene og affaldet i forsøgsrækken er repræsentative for forbrændingseget affald i Danmark.

Hvad angår nøjagtigheden af de anlægsspecifikke emissionsfaktorer, er troværdigheden af alle data kontrolleret, som beskrevet i rapportens afsnit 4.2. Det var ikke muligt at bestemme nøjagtigheden på de enkelte emissionsfaktorer, fordi nøjagtigheden på de enkelte anlægsmålere ikke var kendt. Den relative standardafvigelse på resultatet er et udtryk for både måleusikkerhed og variationer i det indfyrede affald. Nedenfor er angivet et teoretisk eksempel på beregning af den relative usikkerhed på emissionsfaktoren som følge af måleusikkerhed.

Affaldet i forsøgsrækken blev anset for at være repræsentativt både for det enkelte anlæg og for Danmark som helhed, hvad angår det indvejede affald opgjort affaldstyper (se rapportens afsnit 2.3). Imidlertid kunne de målte variationer i indholdet af fossilt kulstof ikke forklares ud fra affaldstyperne (se rapportens afsnit 4.4), og derfor må der tages forbehold for, at forsøgsrækkens repræsentativitet, hvad angår kulstofindhold, ikke har kunnet fastsættes. Dog må målingerne siges at være repræsentative for ca. 44% af affaldsenergiinputtet i Danmark. I det omfang, at sammensætningen af forbrændingseget affald ændres væsentligt fx som følge af import fra andre lande, øget andel af biomasse eller tilladelse til forbrænding af nye affaldsfraktioner, må det anbefales, at emissionsfaktoren korrigeres.

Den nationale emissionsfaktor nævnt her skal opfattes som en "gennemsnitsværdi" og er ikke nødvendigvis et udtryk for de fossile CO₂ emissioner fra et enkelt anlæg. På grund af de store forskelle anlæggene imellem anbefales det, at CO₂-opgørelser for det enkelte anlæg baseres på anlægsspecifikke målinger eller modelberegninger.

Teoretisk måleusikkerhed

Måleusikkerheden på hver af parametrene i nedenstående ligning bidrager til den samlede usikkerhed på bestemmelse af emissionsfaktoren.

$$CO_{2,fossil} \left[\frac{kg}{GJ} \right] = \frac{Q_{korr} \left[\frac{Nm^3}{h} \right] \cdot CO_{2,vol\%} \cdot f_{CO_2,fossil} \cdot \rho_{CO_2} \left[\frac{kg}{Nm^3} \right]}{Q_{affald} \left[\frac{ton}{h} \right] \cdot LHV \left[\frac{GJ}{ton} \right]}$$

For at illustrere hvad den relative usikkerhed på en enkeltmåling kan være, er der opstillet følgende eksempel med konservative skøn på måleusikkerheden på hver parameter. Måleusikkerheden er angivet som relativ standardafvigelse. For andelen af fossilt kulstof stammer den anvendte værdi fra usikkerhedsbudgettet, som er opstillet for metoden i denne rapport. For de øvrige parametre er der tale om erfaringsmæssige skøn. I eksemplet bliver den relative usikkerhed på bestemmelse af emissionsfaktorer 17%. Ved en bestemmelse baseret på tre målinger reduceres den relative usikkerhed til 10%.

Parameter	Parameterbetegnelse	Enhed	Relativ standardafvigelse
Andel af fossilt kulstof	$f_{CO_2,fossil}$	-	6,5%

CO ₂ -koncentration i røggas (tør, volumenbasis)	C _{CO2}	-	5%
Normaliseret røggasflow (tør)	Q _{korrr}	Nm ³ /h	5%
Affaldsflow (vådt affald)	Q _{affald}	ton/h	10%
Brændværdi (nedre)	LHV	GJ/ton	10%
CO ₂ -densitet	ρ _{CO2}	kg/Nm ³	-
Emissionsfaktor	CO _{2, fossil}	kg/GJ	17%

Tidsmæssig udvikling i emissionsfaktorer

Det blev undersøgt, om projektets resultater kunne anvendes til bestemme emissionsfaktorer bagud eller fremad i tid, således at man kunne følge udvikling over tid og evt. fremskrive forventede tendenser. Det ville kunne gøres, hvis emissionsfaktoren kunne korreleres til en anden kendt parameter, hvis udvikling har kunnet følges over tid. Resultaterne viste imidlertid, at der ikke var nogen stærk sammenhæng mellem emissionsfaktoren og andre parametre, der karakteriserer forbrændingseget affald eller forbrændingsprocessen.

Referencer

Energistyrelsen (2011). Udtræk af energiproducenttællingen for 2010. Ikke publiceret. Stærkind, K. 2011-11-07.

**Bilag 9: Rapport fra TU Wien om forsøg med kontrolleret
affaldsinput på Næstved Forbrændingsanlæg**



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN
Vienna University of Technology

Biomass Content in the Waste Feed of Danish Waste-to-energy Plant

Report

Johann Fellner
Helmut Rechberger

on behalf of
DTU

Vienna, June 2010

Layout

Inge Hengl

Impressum

Vienna University of Technology
Institute for Water Quality, Resource and Waste Management
A-1040 Wien, Karlsplatz 13/226
Tel.: +43 1 58 801 226 41
Fax.: +43 1 504 22 34
E-Mail: aws@iwa.tuwien.ac.at
<http://iwr.tuwien.ac.at>



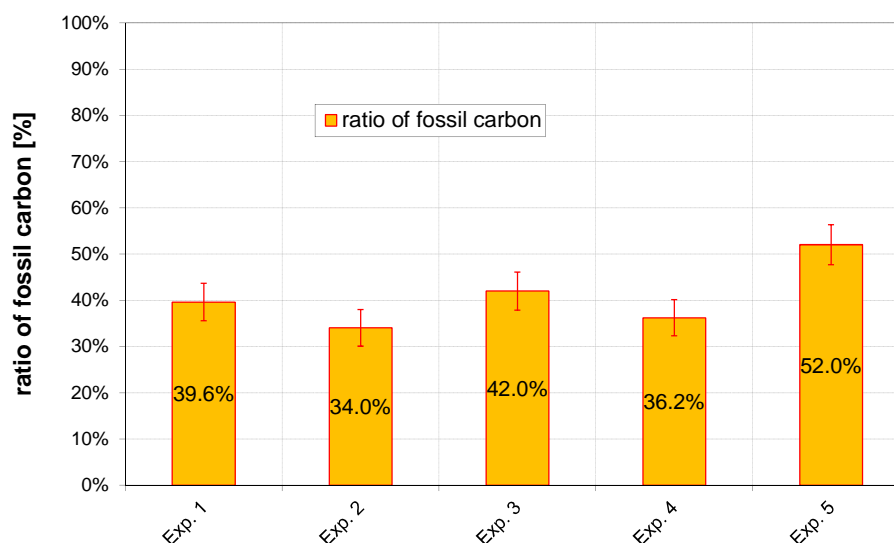
Abstract

The ratio of energy sources in the waste feed of a waste-to-energy (WTE) plant in Denmark has been determined using the balance method, a development of TU Vienna, for a total period of three weeks. The required operating data from the WTE plant (waste amount, amount of solid residues, volume of flue gas, O₂ and CO₂ content in the flue gas, steam production, steam pressure and temperature, temperature of the feed water) as having been provided by DTU were checked for plausibility. Around 92% of the operating data passed the plausibility checks. These data were used as input parameters for the balance method.

During the three weeks investigated different wastes and waste mixtures have been incinerated in 5 experiments each lasting between 30 and 36 hours.

Changes in waste input	Duration [hours]	Waste input (by mass, wet)
		Experiment 1
Experiment 2	24	77% residual household waste 23% commercial waste
Experiment 3	24	100% residual household waste
Experiment 4	24	23% biomass 77% residual household waste
Experiment 5	24	8% plastic 92% residual household waste

The results, in terms of the ratio of fossil carbon in the waste feed during the experiments, are given in the figure below. The error bars indicate a confidence interval of 95%.



It has to be mentioned that the setting of these experiments is not optimal to test the reliability of the balance method (and probably other methods). The durations of the experiments are rather short (maximally one day) and therefore instabilities (periods of a few hours) caused by the feed change at the beginning and ending of the experiment will certainly influence the results. Such distortions are negligible if the time span of an experiment is extended to several days (cf. Mohn et al. 2008 – (7)).



Table of Contents

1	Introduction	1
2	Objectives	2
3	Methodology	3
4	Operating Data.....	6
4.1	Chemical composition of biogenic and fossil organic matter.....	6
4.2	Operating data of the WTE plant	6
5	Results	8
5.1	Plausibility checks	8
5.2	Results of the balance method for the single experiments and test periods.....	10
6	References	14
7	Appendix	15
7.1	Chemical composition of biogenic and fossil matter	15
7.2	Symbols	15



1 Introduction

New directives of the European Union (e.g. EU directive 2001/77/EC) require operators of waste-to-energy (WTE) plants to report the amount of electricity that is produced from renewable sources in the waste feed. Until now, the standard method to determine the portion of renewable electricity was sorting the wastes into defined fractions of fossil organic and biogenic waste components and determining the lower heating value of these fractions. Out of it the amount of electricity production from renewables is calculated. This practice is labor and cost intensive.

Therefore it is usually carried out once a year which provides only a snapshot analysis of limited significance. At Vienna University of Technology an alternative method (balance method) has been developed (1), which calculates the portion of electricity produced from renewable carbon sources in waste based on common data measured routinely in WTE plants. The balance method is routinely applied at three WTE plants in Austria. The results of the balance method have been accepted by the national governmental institutions authorized for electricity labeling as well as by the “Technischer Überwachungs Verein” TÜV, an international service company specialized in documenting the safety and quality of new and existing products.

2 Objectives

The objective of the project is to determine the fraction of energy that is produced from renewable sources (biogenic matter, such as paper, wood, garden waste, ...) for a WTE plant in Denmark during a period of three weeks (May/June 2010). Beside the fossil organic to biogenic energy ratio also fossil organic and biogenic CO₂ emissions from the plant are determined. The results include average values and their uncertainties.



3 Methodology

The ratio of energy produced from renewable sources in the waste feed is calculated according to the balance method.

The balance method is based on five mass balances and one energy balance. The result of each balance, which describes a certain waste characteristic (e.g. content of organic carbon, heating value), are attuned to physical or chemical waste characteristics derived from routinely measured operating data at the WTE plant. In order to set up the theoretical balance equations the different materials comprised in the waste are virtually divided into four “groups”: inert (m_I), biogenic and fossil organic materials (m_B , m_F) and water (m_W). Inert materials include all incombustible solid residues like glass, stones, ashes or other inorganic matter from biowastes and plastics (e.g. kaolin in paper). Biogenic and fossil organic material groups refer only to the moisture- and ash-free organic matter (see Figure 1).

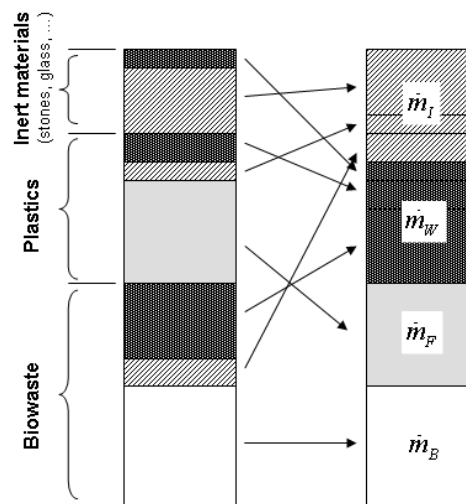


Figure 3-1 Split-up of waste fractions into the four material groups (m_I , m_B , m_F , m_W) (1)

The 6 balance equations used are:

- Mass balance
- „Ash“ balance
- Carbon balance
- Energy balance
- O₂-consumption balance
- Difference of O₂-consumption and CO₂ production

A simplified structure of the set of equations is given in Figure 3-2.

Mass balance	$m_B + m_F + m_I + m_W$	$= 1$
"Ash"-balance	$+ m_I$	$= a_{\text{waste}}$
Carbon-balance	$C_B \cdot m_B + C_F \cdot m_F$	$= C_{\text{waste}}$
Energy-balance	$HV_B \cdot m_B + HV_F \cdot m_F - 2,45 \cdot m_W$	$= HV_{\text{waste}}$
O₂-consumption	$o_{2,B}^C \cdot m_B + o_{2,F}^C \cdot m_F$	$= o_{2,\text{waste}}^C$
Difference of O₂-cons. +CO₂-prod.	$\Delta oc_B \cdot m_B + \Delta oc_F \cdot m_F$	$= \Delta oc_{\text{waste}}$

Derived from operating data

Figure 3-2 Set of equations of the balance method

The unknowns of the equations are the mass fractions of inert, biogenic and fossil matter and water (m_i , m_B , m_F , and m_w). The coefficients of these unknowns (e.g. HV_B , C_F , $o_{2,B}^C$, ...) can be derived from the chemical composition of water and ash-free biogenic and fossil organic matter. In Appendix 7.1 average contents of C, H, O, N and S for biogenic and fossil matter are summarized.

A detailed description of the single equations is given in the Austrian patent A539/2005 („Verfahren zur Ermittlung der Anteile biogener und fossiler Energieträger sowie biogener und fossiler Kohlendioxidemissionen“) (2) and in (1).

Additionally to the combustion of organic matter, reactions of inorganic matter are considered, too. In particular it is assumed that 25 g CaCO₃/kg waste is decomposed to CaO and CO₂. That equals around 50% of the total carbonate content of the waste (3). In addition oxidization of aluminum (2 g Al/kg waste, (4)) and iron (4 g Fe/kg waste (5)) is considered.

Prior to performing calculations according to the balance method, the data reliability of the measured values is checked. Due to different chemical and physical principles pertaining to the combustion of organic matter flue gas and steam production data are linked together within a certain range. Theoretical calculations of the lower calorific value HV_{waste} and oxygen consumption $o_{2,\text{waste}}^C$ for extreme cases of waste mixtures (either only biogenic matter or only fossil matter together with inert material and water) show that for



each mole of oxygen consumed an energy amount of 360 to 400 kJ is set free. A similar dependency of the heating value is observable for the content of organic carbon C_{waste} . The combustion of one gram of organic carbon produces a heat amount of 34 up to a maximum of 44 kJ. This information is used to perform plausibility checks on the operating data.

4 Operating Data

4.1 Chemical composition of biogenic and fossil organic matter

The elementary composition of biogenic and fossil organic matter is summarized in appendix 7.1. The derivation of these material data is given in the Austria patent A539/2005 (2) and the European patent application (6).

4.2 Operating data of the WTE plant

The required operating data

- waste amount [kg]
- amount of sewage sludge [kg]
- amount of solid residues [kg]
- volume of flue gas [Nm³/h]
- O₂ and CO₂ content in the flue gas [Vol-%]
- steam production [kg H₂O]
- steam pressure [bar] and temperature [°C] of the boiler
- temperature of the feed water [°C]

are with the exception of the CO₂ content in the flue gas routinely measured and recorded at the WTE plant.

Due to the fact that CO₂ is not measured routinely, external measurements of the flue gas composition (O₂ and CO₂-content) have been performed by FORCE Technology during the period of investigation. The measurement device has been calibrated throughout the three weeks with a calibration gas (O₂ = 8.01% and CO₂ = 13%) in different intervals (see table below).

Table 4-1 *Times of calibration of the O₂ and CO₂- measurement device*

17/05/2010 14.38.02
17/05/2010 14.48.02
18/05/2010 08.38.02
18/05/2010 08.48.02
18/05/2010 15.21.27
18/05/2010 15.31.27
18/05/2010 15.41.27
19/05/2010 08.31.27
19/05/2010 08.41.27
21/05/2010 09.01.27
21/05/2010 09.11.27
21/05/2010 16.11.27
21/05/2010 16.21.27
22/05/2010 08.41.27



22/05/2010 08.51.27
27/05/2010 09.11.27
27/05/2010 09.21.27
28/05/2010 08.31.27
28/05/2010 08.41.27
28/05/2010 08.51.27
01/06/2010 09.21.27
01/06/2010 09.31.27
02/06/2010 08.51.27
02/06/2010 09.01.27
04/06/2010 08.51.27
04/06/2010 09.01.27
05/06/2010 08.31.27
05/06/2010 08.41.27

Due to implausibility of O₂ data measured by FORCE, routinely measured operating data of the plant has been used for the O₂ content in the flue gas. This decision was made jointly by DTU and TU Vienna.

5 Results

5.1 Plausibility checks

The operating data which were given by 10-minute values were added up to 2-hourly averages and these values were checked for their plausibility.

The results of these checks are given in the following figures, where C-content, O_2 consumption and the lower heating value are displayed.

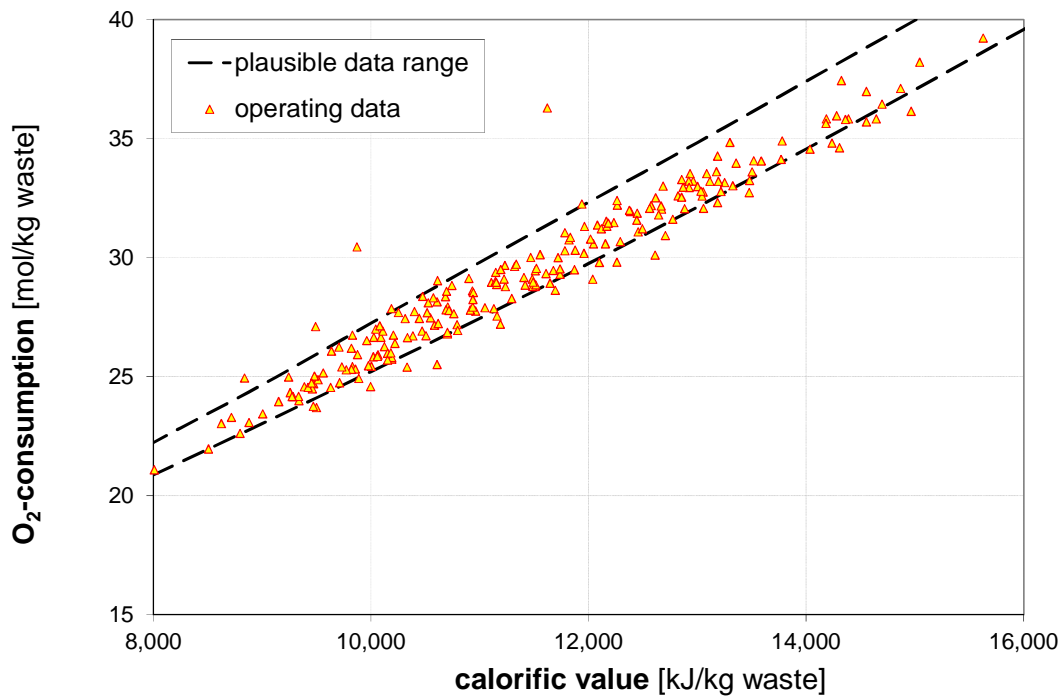


Figure 5-1 Results of plausibility checks (correlation between lower calorific value and O_2 consumption) of the operating data on a 2-hourly basis

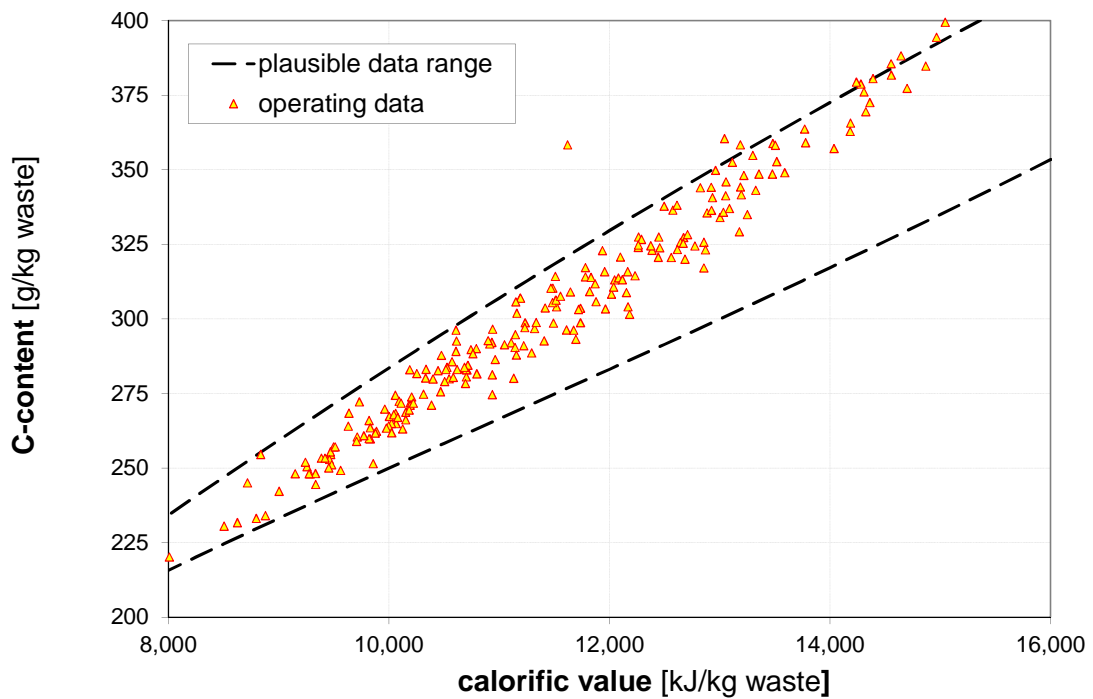


Figure 5-2

Results of plausibility checks (correlation between lower calorific value and C content) of the operating data on a 2-hourly basis

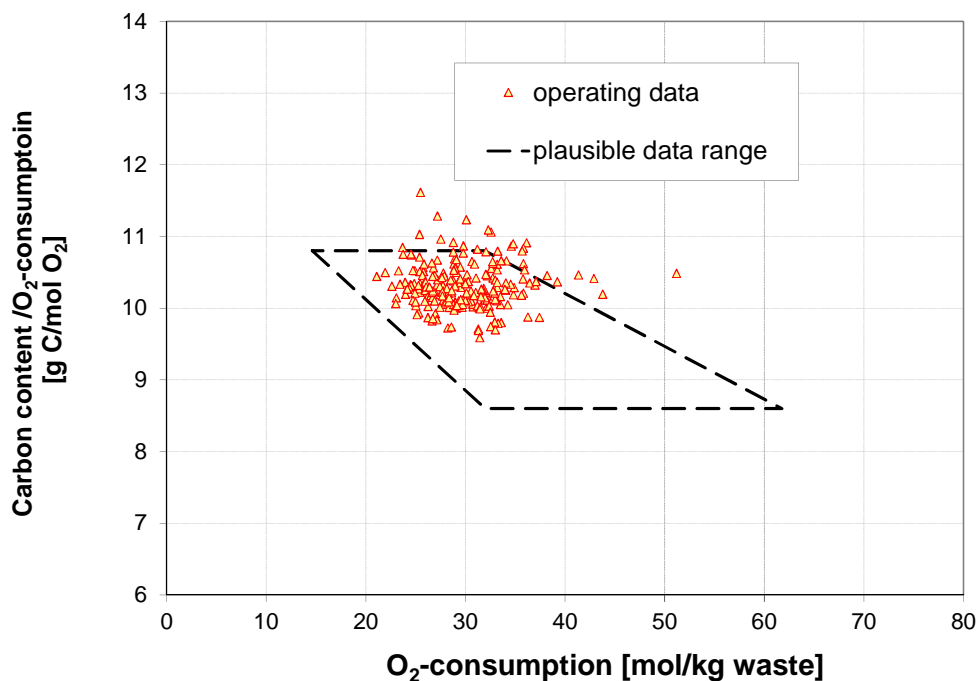


Figure 5-3

Results of plausibility checks (correlation between O₂ consumption and C content) of the operating data on a 2-hourly basis

Altogether 92% of the measured data passed the plausibility check and were used for the calculations according to the balance method.

5.2 Results of the balance method for the single experiments and test periods

Altogether 5 experiments with different waste mixtures (different ratios of commercial and municipal solid waste, plastic waste, biogenic waste) have been conducted. These experiments lasted in general between 18 and 24 hours (see Table 5-1). In addition to the 5 experiments 3 tests also with different waste have been performed. The duration of these tests was much shorter and lasted at maximum a few hours (see Table 5-1).

Table 5-1 Conducted experiments and test with different waste input

Changes in waste input	Start time	End time	Duration [hours]	Waste input (by mass, wet)
Experiment 1 ¹⁾	2010-05-18 9:00:00	2010-05-19 03:00:00	18	27% residual household waste 73% commercial waste
Experiment 2 ¹⁾	2010-05-21 9:00:00	2010-05-22 09:00:00	24	77% residual household waste 23% commercial waste
Test A	2010-05-25 10:30:00	2010-05-25 16:00:00	5.5	100% residual household waste
Test B	2010-05-26 08:30:00	2010-05-26 12:00:00	3.5	100% residual household waste
Experiment 3 ¹⁾	2010-05-27 9:00:00	2010-05-28 09:00:00	24	100% residual household waste
Test C ²⁾	2010-05-31 11:10:00	2010-05-31 13:00:00	2	>10% plastic <90% mixed waste
Experiment 4 ¹⁾	2010-06-01 9:00:00	2010-06-02 09:00:00	24	23% biomass 77% residual household waste
Experiment 5 ¹⁾	2010-06-04 9:00:00	2010-06-05 09:00:00	24	8% plastic 92% residual household waste

¹⁾ The experimental periods for the "biomass analysis" (using the balance method) have been chosen in accordance to the sampling periods of the radiocarbon method

²⁾ very short period (only 2 hours) for the application of the balance method, thus highly unconfident results

Due to the fact that the CO₂ measurement device has usually only been calibrated prior and after each experiment (1 to 5), for the test periods (A to C) the reliability of the CO₂ content in the flue gas is not guaranteed. Thus, the calculated results for the test periods are rather unconfident. Furthermore, the fact that the test periods lasted only a few hours each compromised the customary application of the balance method. The balance method has been developed to determine reliable

mean values for periods > 1 day and the reliability increases with the length of the period of determination (usually results on a yearly basis are required).

Performing data reconciliation for the set of equations and the plausible data leads to the results as displayed in following figures.

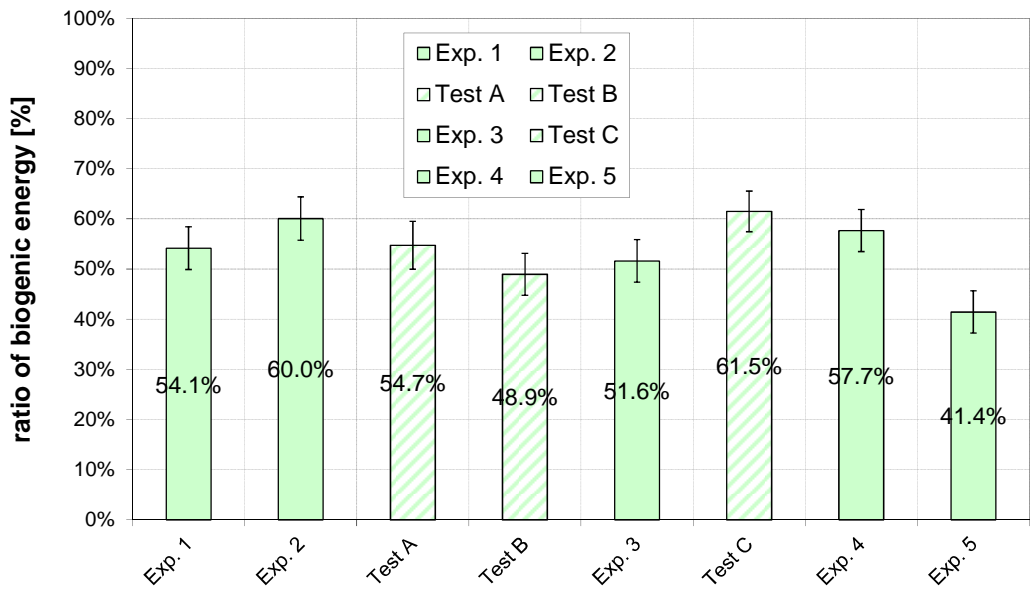


Figure 5-4 Average ratio of energy from biogenic sources in the waste feed during the single experiment and test periods (results of tests A, B and C are highly uncertain due to the short test period and due to missing calibration of CO₂ measurements)

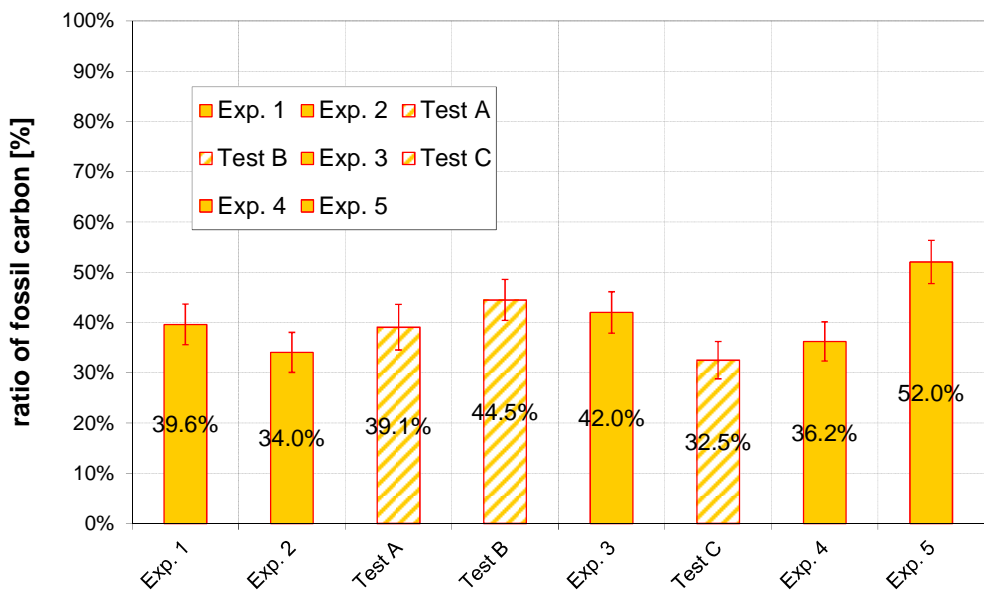


Figure 5-5 Average ratio of fossil carbon in the waste feed during the single experiment and test periods (results of tests A, B and C are highly uncertain due to the short test period and due to missing calibration of CO₂ measurements)

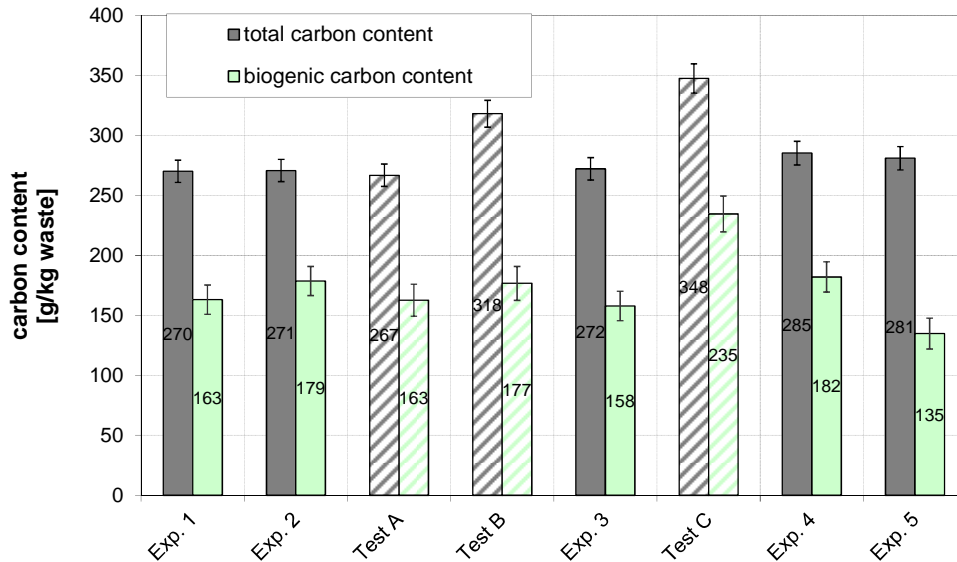


Figure 5-6 Average total and biogenic carbon content in the waste feed during the single experiment and test periods (results of tests A, B and C are highly uncertain due to the short test period and due to missing calibration of CO₂ measurements)

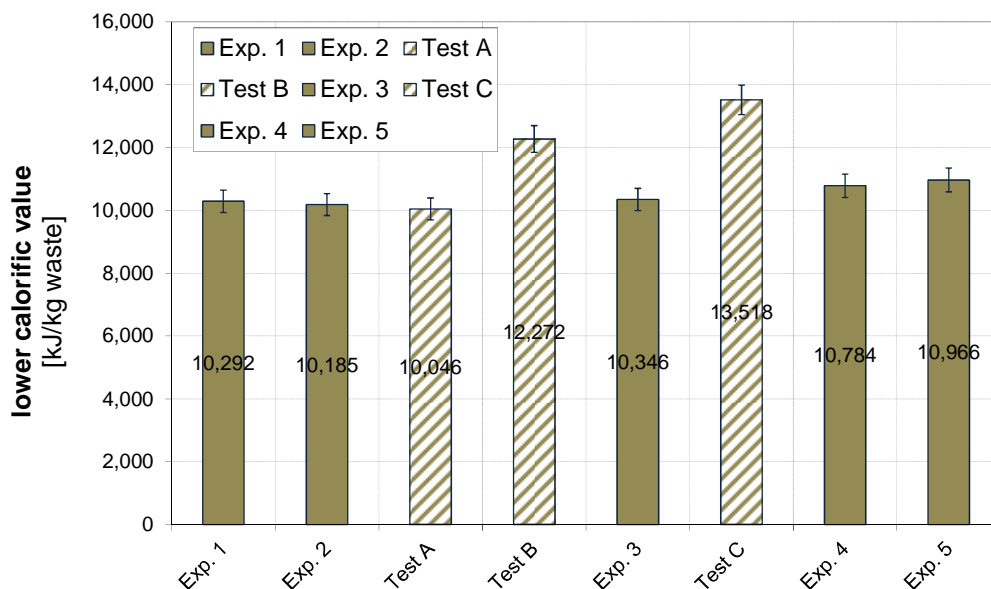


Figure 5-7 Average calorific value of the waste feed during the single experiment and test periods

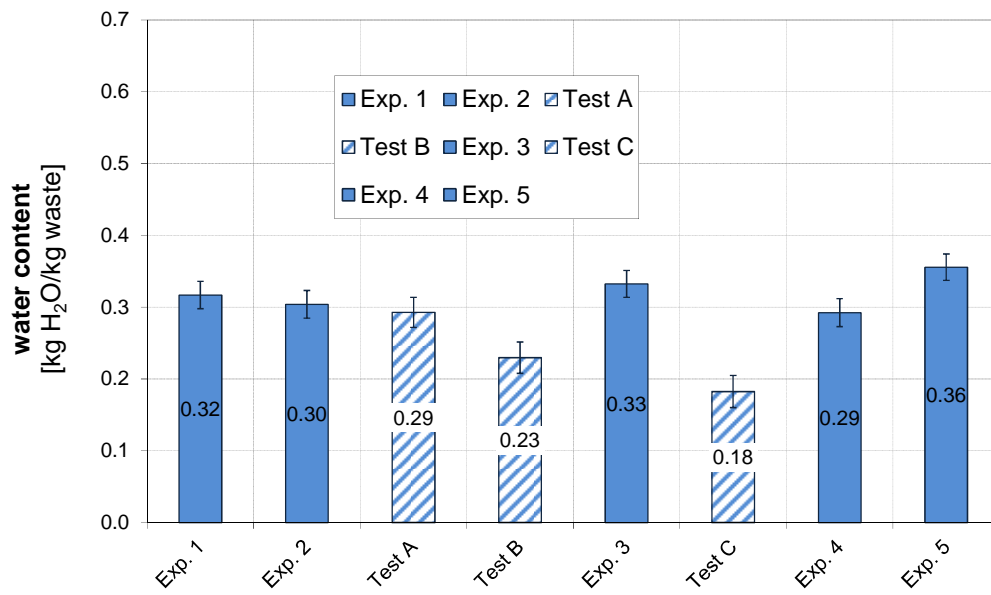


Figure 5-8 Average water content of the waste feed during the single experiment and test periods (results of tests A, B and C are highly uncertain due to the short test period and due to missing calibration of CO₂ measurements)

6 References

- (1) Fellner, J.; Cencic, O.; Rechberger, H. A new method to determine the ratio of electricity production from fossil and biogenic sources in waste-to-energy plants. *Environmental Science & Technology* 2007, 41, 7, p. 2579-2586.
- (2) Fellner, J.; Cencic, O.; Rechberger, H. Verfahren zur Ermittlung der Anteile biogener und fossiler Energieträger sowie biogener und fossiler Kohlendioxidemissionen beim Betrieb von Verbrennungsanlagen (Bilanzenmethode). Austrian Patent no. A539/2005, March 29, 2005, Austria.
- (3) Priester, T.; Köster, R.; Eberle, S.H. Charakterisierung kohlenstoffhaltiger Bestandteile in Hausmüllverbrennungsschlacken unter besonderer Berücksichtigung organischer Stoffe. *Müll & Abfall* 1996, 6, 387-398.
- (4) Skutan, S.; Brunner P.H. Stoffbilanzen mechanisch-biologischer Anlagen zur Behandlung von Restmüll (SEMBA). Institute for Water Quality, Resources and Waste Management, Vienna University of Technology, Vienna, 2006.
- (5) AGW Emissionsabschätzung für Kehrichtschlacke (Projekt EKESA). Schlussbericht. Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich. Switzerland, 1992.
- (6) Fellner, J.; Cencic, O.; Rechberger, H. Verfahren zur Ermittlung der Anteile biogener und fossiler Energieträger sowie biogener und fossiler Kohlendioxidemissionen beim Betrieb von Verbrennungsanlagen (Bilanzenmethode). European Patent application, March 28, 2006, Austria.
- (7) Mohn, J., S. Szidat, et al. (2008). "Determination of biogenic and fossil CO₂ emitted by waste incineration based on ¹⁴CO₂ and mass balances." *Bioresource Technology* 99: 6471-6479.



7 Appendix

7.1 Chemical composition of biogenic and fossil matter

According to Fellner et al. (2006) the following elementary composition of organic matter can be assumed:

Table 7-1 Chemical composition of biogenic and fossil matter

Material group	C-content		H-content		S-content		N-content		O-content	
	[kg/kg water and ash-free]									
	mv	sd	mv	sd	mv	sd	mv	sd	mv	sd
biogenic matter	0,483	0,0031	0,065	0,0008	0,0012	0,0003	0,008	0,003	0,441	0,0053
fossil matter	0,779	0,018	0,112	0,0056	0,003	0,0015	0,014	0,005	0,058	0,016

7.2 Symbols

m_I, m_B, m_F, m_W	Mass fraction of inert, biogenic and fossil organic matter and water [kg/kg]
c_B, c_F	Concentration of carbon of the combustible fraction of the biogenic and fossil matter, respectively [kg/kg _{ash- and moisture-free}]
a_{waste}	Average ash content of the waste feed [kg/kg]
c_{waste}	Average carbon content of the waste feed [kg/kg]
HV_{waste}	Average lower heating value of the waste feed [MJ/kg]
HV_B	Average lower heating value of biogenic matter [MJ/kg]
HV_F	Average lower heating value of fossil matter [MJ/kg]
$o_2^c_{waste}$	Average O ₂ consumption during the combustion of the waste [moles O ₂ /kg]
$o_2^c_B$	O ₂ consumption during the combustion of biogenic matter [moles O ₂ /kg]
$o_2^c_F$	O ₂ consumption during the combustion of fossil matter [moles O ₂ /kg]

Δoc_{waste}	Average difference between O ₂ consumption and CO ₂ production during the combustion of the waste [moles O ₂ -CO ₂ /kg]
Δoc_B	Difference between O ₂ consumption and CO ₂ production during the combustion of biogenic matter [moles O ₂ -CO ₂ /kg]
Δoc_F	Difference between O ₂ consumption and CO ₂ production during the combustion of fossil matter [moles O ₂ -CO ₂ /kg]
WS	Wet substance
DS	Dry substance
mv	Mean value
sd	Standard deviation

Bilag 10: Rapport fra TU Wien om døgnmålinger på Næstved Forbrændingsanlæg

Biomass Content in the Waste Feed of Danish Waste-to-energy Plant

Test Period: August 25 – September 1, 2010

Report

Johann Fellner
Helmut Rechberger

on behalf of
DTU

Vienna, June 2011

Layout

Inge Hengl

Impressum

Vienna University of Technology
Institute for Water Quality, Resource and Waste Management
A-1040 Wien, Karlsplatz 13/226
Tel.: +43 1 58 801 226 41
Fax.: +43 1 504 22 34
E-Mail: aws@iwa.tuwien.ac.at
<http://iwr.tuwien.ac.at>



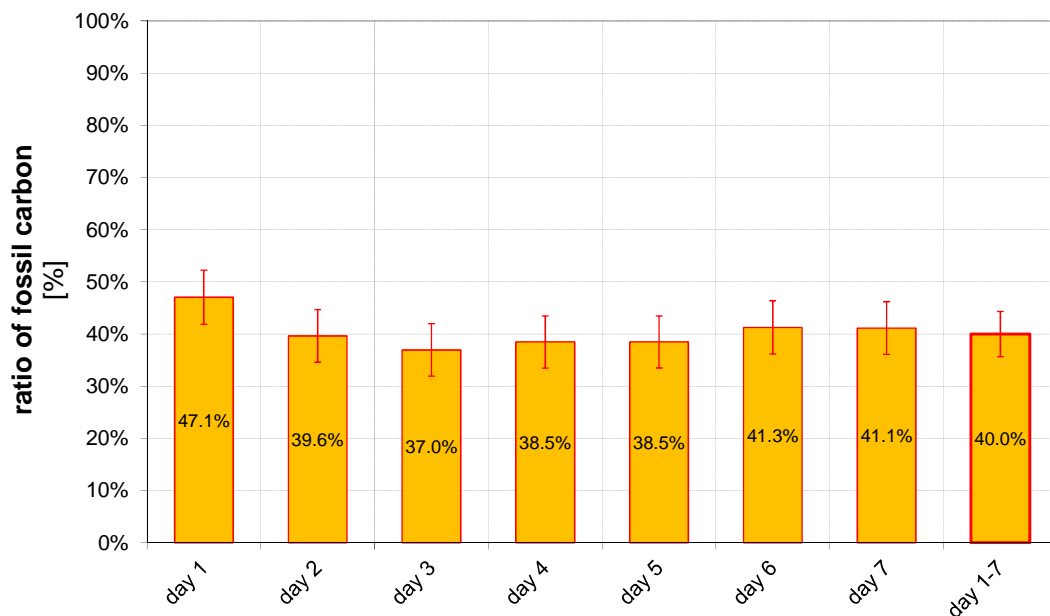
Abstract

The ratio of energy sources in the waste feed of a waste-to-energy (WTE) plant in Denmark has been determined using the balance method, a development of TU Vienna, for a total period of one week.

The required operating data from the WTE plant (waste amount, amount of solid residues, volume of flue gas, O₂ and CO₂ content in the flue gas, steam production, steam pressure and temperature, temperature of the feed water) as having been provided by DTU were checked for plausibility. Around 84 % of the operating data passed the plausibility checks. These data were used as input parameter for the balance method.

During the one week of investigation household waste has been incinerated at the WTE plant.

The results, in terms of the ratio of fossil carbon in the waste feed during the 7 days of analysis, are given in the figure below. The error bars indicate a confidence interval of 95%.



The results for day 1 are uncertain due to the fact that flue gas measurements (O₂ and CO₂ concentrations) show abrupt changes during this first day. In addition, for day 4 only 58% of the operating data could be used for the calculations, so also the results for this day are of less reliability. These additional uncertainties were not quantified (assessed) and are not included in the above result. However, if the method is applied for longer time periods (months, year) such perturbations play a minor role.

Table of Contents

1	Introduction	1
2	Objectives	2
3	Methodology	3
4	Operating Data.....	6
4.1	Chemical composition of biogenic and fossil organic matter.....	6
4.2	Operating data of the WTE plant	6
5	Results	7
5.1	Plausibility checks	7
5.2	Results of the balance method.....	9
5.2.1	Results on a 4-hourly basis	10
5.2.2	Results for the single days	11
6	References	14
7	Appendix	15
7.1	Chemical composition of biogenic and fossil matter	15
7.2	Symbols	15





1 Introduction

New directives of the European Union (e.g. EU directive 2001/77/EC) require operators of waste-to-energy (WTE) plants to report the amount of electricity that is produced from renewable sources in the waste feed. Until now, the standard method to determine the portion of renewable electricity was sorting the wastes into defined fractions of fossil organic and biogenic waste components and determining the lower heating value of these fractions. Out of it the amount of electricity production from renewables is calculated. This practice is labor and cost intensive.

Therefore it is usually carried out once a year which provides only a snapshot analysis of limited significance. At Vienna University of Technology an alternative method (balance method) has been developed (1), which calculates the portion of electricity produced from renewable carbon sources in waste based on common data measured routinely in WTE plants. The balance method is currently applied at three WTE plants in Austria. The results of the balance method have been accepted by the national governmental institutions authorized for electricity labeling as well as by the “Technischer Überwachungs Verein” TÜV, an international service company specialized in documenting the safety and quality of new and existing products.

2 Objectives

The objective of the project is to determine the fraction of energy that is produced from renewable sources (biogenic matter, such as paper, wood, garden waste, ...) for a WTE plant in Denmark during a period of one week (August 2010). Beside the fossil organic to biogenic energy ratio also fossil and biogenic CO₂ emissions from the plant are determined. The results include average values and their uncertainties.



3 Methodology

The ratio of energy produced from renewable sources in the waste feed is calculated according to the balance method.

The balance method is based on five mass balances and one energy balance. The result of each balance, which describes a certain waste characteristic (e.g. content of organic carbon, heating value), are attuned to physical or chemical waste characteristics derived from routinely measured operating data at the WTE plant. In order to set up the theoretical balance equations the different materials comprised in the waste are virtually divided into four “groups”: inert (m_i), biogenic and fossil organic materials (m_B , m_F) and water (m_w). Inert materials include all incombustible solid residues like glass, stones, ashes or other inorganic matter from biowastes and plastics (e.g. kaolin in paper). Biogenic and fossil organic material groups refer only to the moisture- and ash-free organic matter (see Figure 1).

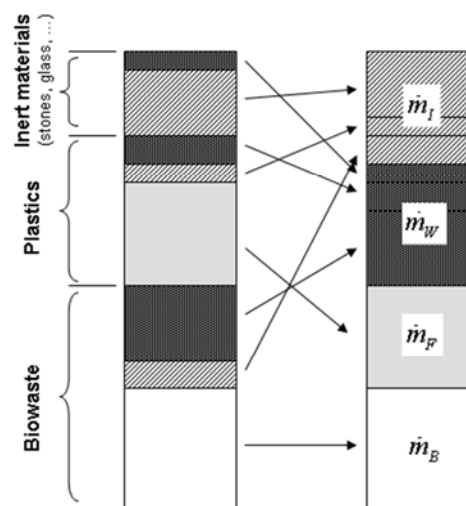


Figure 3-1 Split-up of waste fractions into the four material groups (m_i , m_B , m_F , m_w) (1)

The 6 balance equations used are:

- Mass balance
- „Ash“ balance
- Carbon balance
- Energy balance
- O₂-consumption balance
- Difference of O₂-consumption and CO₂ production

A simplified structure of the set of equations is given in Figure 3-2.

Mass balance	$m_B + m_F + m_I + m_W$	$= 1$
"Ash"-balance	$+ m_I$	$= a_{\text{waste}}$
Carbon-balance	$C_B \cdot m_B + C_F \cdot m_F$	$= C_{\text{waste}}$
Energy-balance	$HV_B \cdot m_B + HV_F \cdot m_F - 2,45 \cdot m_W$	$= HV_{\text{waste}}$
O₂-consumption	$o_{2,B}^C \cdot m_B + o_{2,F}^C \cdot m_F$	$= o_{2,\text{waste}}^C$
Difference of O₂-cons. + CO₂-prod.	$\Delta oc_B \cdot m_B + \Delta oc_F \cdot m_F$	$= \Delta oc_{\text{waste}}$

Derived from operating data

Figure 3-2 Set of equations of the balance method

The unknowns of the equations are the mass fractions of inert, biogenic and fossil matter and water (m_I , m_B , m_F , and m_W). The coefficients of these unknowns (e.g. HV_B , C_F , $o_{2,B}^C$, ...) can be derived from the chemical composition of water and ash-free biogenic and fossil organic matter. In Appendix 7.1 average contents of C, H, O, N and S for biogenic and fossil matter are summarized.

A detailed description of the single equations is given in the Austrian patent A539/2005 („Verfahren zur Ermittlung der Anteile biogener und fossiler Energieträger sowie biogener und fossiler Kohlendioxidemissionen“) (2) and in (1).

Additionally to the combustion of organic matter, reactions of inorganic matter are considered, too. In particular it is assumed that 25 g CaCO₃/kg waste is decomposed to CaO and CO₂. That equals around 50% of the total carbonate content of the waste (3). In addition oxidization of aluminum (2 g Al/kg waste, (4)) and iron (4 g Fe/kg waste (5)) is considered.

Prior to performing calculations according to the balance method, the data reliability of the measured values is checked. Due to different chemical and physical principles pertaining to the combustion of organic matter flue gas and steam production data are linked together within a certain range. Theoretical calculations of the lower calorific value HV_{waste} and oxygen consumption $o_{2,\text{waste}}^C$ for extreme cases of waste mixtures (either only biogenic matter or only fossil matter together with inert material and water) show that for



each mole of oxygen consumed an energy amount of 360 to 400 kJ is set free. A similar dependency of the heating value is observable for the content of organic carbon C_{waste} . The combustion of one gram of organic carbon produces a heat amount of 34 up to a maximum of 44 kJ. This information is used to perform plausibility checks on the operating data.

4 Operating Data

4.1 Chemical composition of biogenic and fossil organic matter

The elementary composition of biogenic and fossil organic matter is summarized in appendix 7.1. The derivation of these material data is given in the Austria patent A539/2005 (2) and the European patent application (6).

4.2 Operating data of the WTE plant

The required operating data

- waste amount [kg]
- amount of sewage sludge [kg]
- amount of solid residues [kg]
- volume of flue gas [Nm³/h]
- O₂ and CO₂ content in the flue gas [Vol-%]
- steam production [kg H₂O]
- steam pressure [bar] and temperature [°C] of the boiler
- temperature of the feed water [°C]

are with the exception of the CO₂ content in the flue gas routinely measured and recorded at the WTE plant.

Due to the fact that CO₂ is not measured routinely, external measurements of the flue gas composition (O₂ and CO₂-content) have been performed by FORCE Technology during the period of investigation. The measurement device has been calibrated every day with a calibration gas (O₂ = 8.01% and CO₂ = 13%).

Since O₂ measurements of FORCE were malfunctioning several times during the investigated period of 7 days, routinely measured operating data of the plant has been used for the O₂ content in the flue gas. This decision was made jointly by DTU and TU Vienna.

5 Results

5.1 Plausibility checks

The operating data which were given by 10-minute values were added up to hourly averages and these values were checked for their plausibility.

The results of these checks are given in following figures, where C-content, O₂ consumption and the lower heating value are displayed.

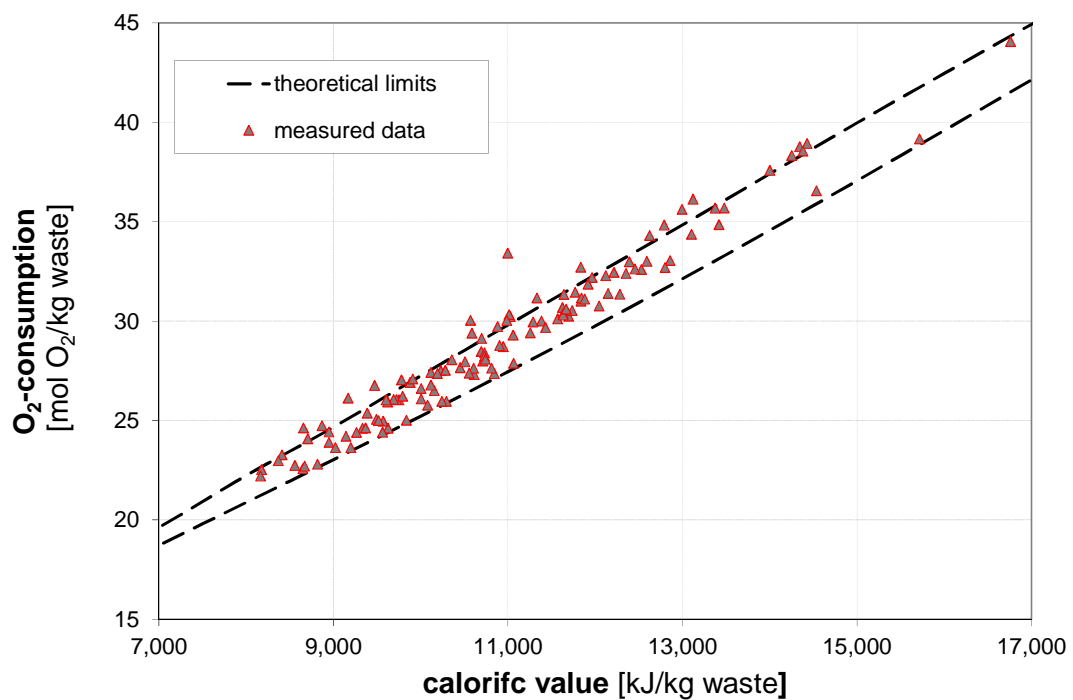


Figure 5-1 Results of plausibility checks (correlation between lower calorific value and O₂ consumption) of the operating data on an hourly basis (times for which single operating data are missing are not included in the graph)

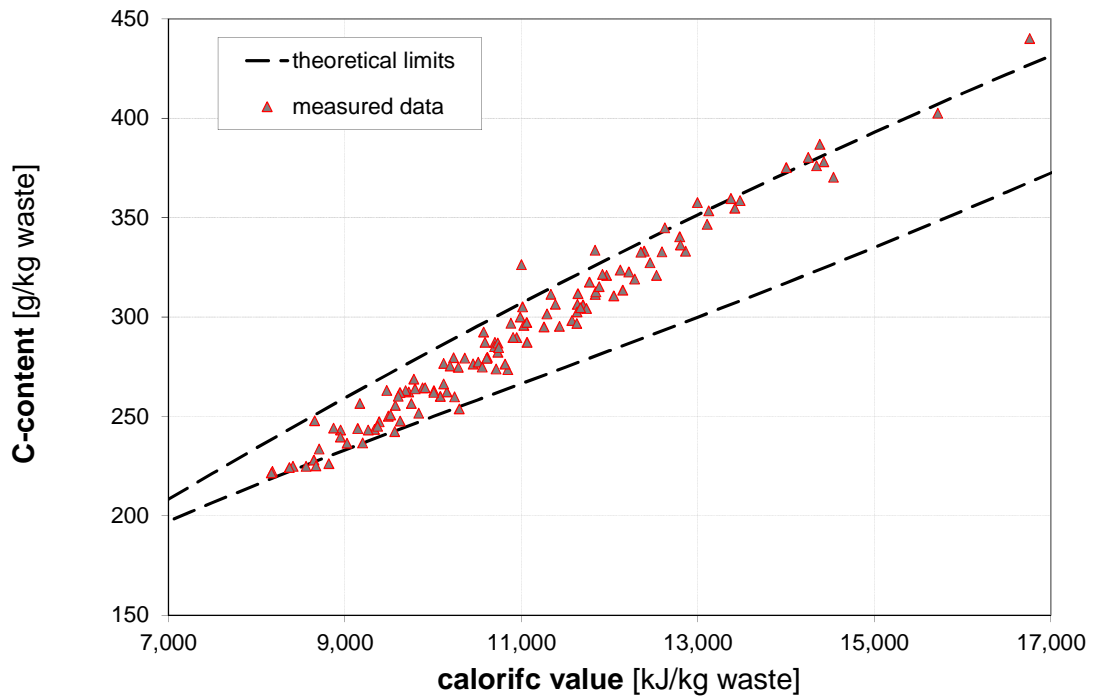


Figure 5-2

Results of plausibility checks (correlation between lower calorific value and C content) of the operating data on an hourly basis (times for which single operating data are missing are not included in the graph)

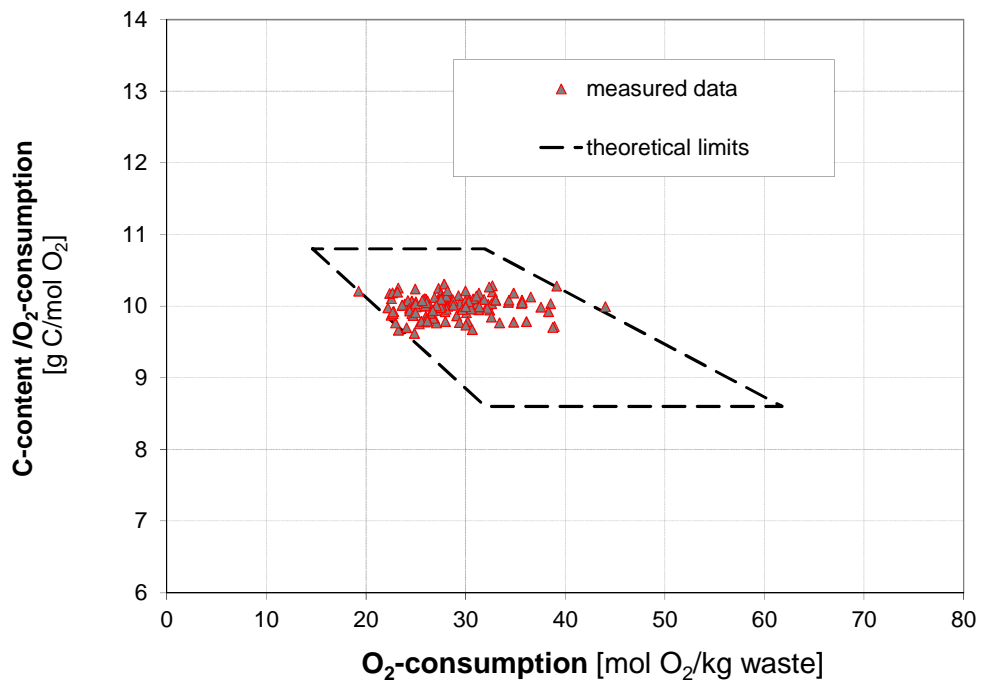


Figure 5-3

Results of plausibility checks (correlation between O₂ consumption and C content) of the operating data on an hourly basis (times for which single operating data are missing are not included in the graph)



Altogether 84% of the operating data passed the plausibility check and were used for the calculations according to the balance method. The comparatively low plausibility of the data is partly explained by the fact, that several periods with measurement failures (missing CO₂ concentration) have been observed during the one week of analysis.

Table 1 Waste amount considered for the calculations

	waste amount considered for the calculations (plausible operating data) [Tonnes]
day 1	172.2
day 2	160.3
day 3	150.6
day 4*	102.1
day 5	151.8
day 6	188.0
day 7	161.7
day 1-7	1,086.7

**at day 4 only 58% of the operating data could be used for the calculations, hence also the results of day 4 are associated with higher uncertainties, which however have not been quantified.*

5.2 Results of the balance method

Performing data reconciliation for the set of equations leads to the final results as displayed in following figures.

5.2.1 Results on a 4-hourly basis

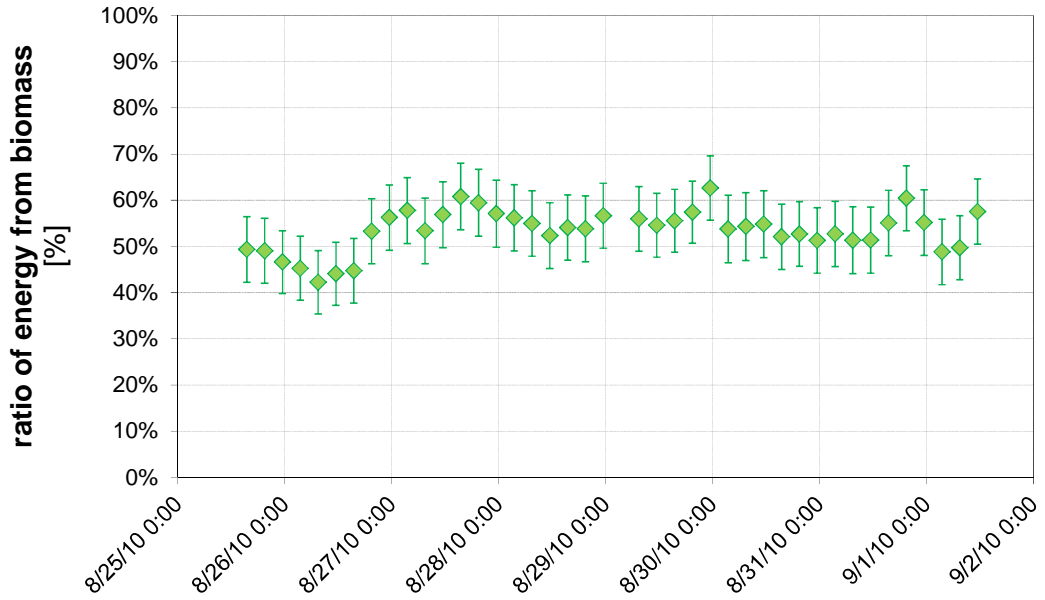


Figure 5-4 Results of calculations (ratio of energy from biogenic sources) on a 4-hourly basis. The error bars indicate a confidence interval of 95%.

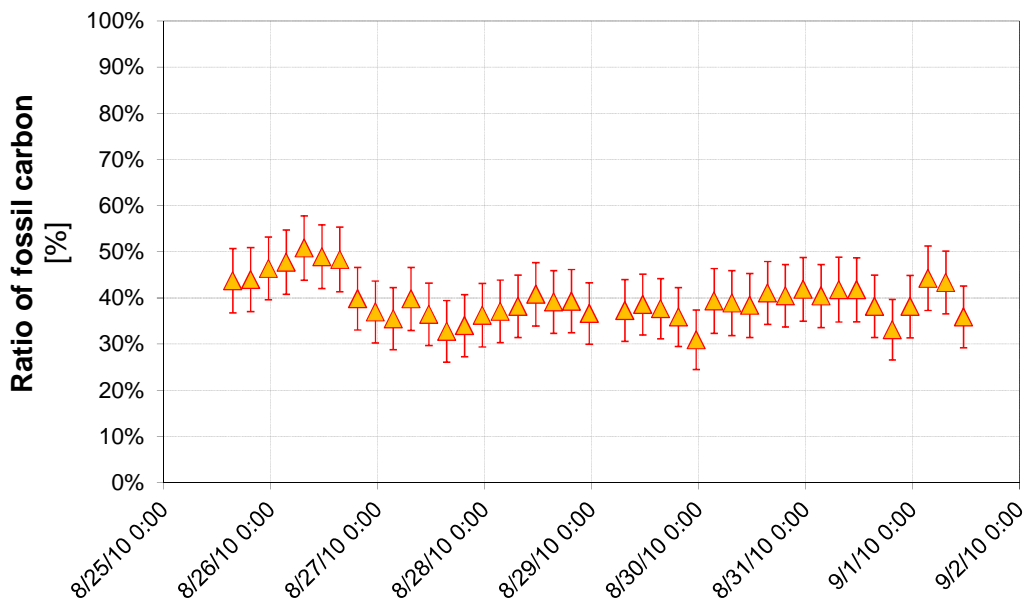


Figure 5-5 Results of calculations (ratio of fossil carbon in the waste feed) on a 4-hourly basis. The error bars indicate a confidence interval of 95%.

5.2.2 Results for the single days

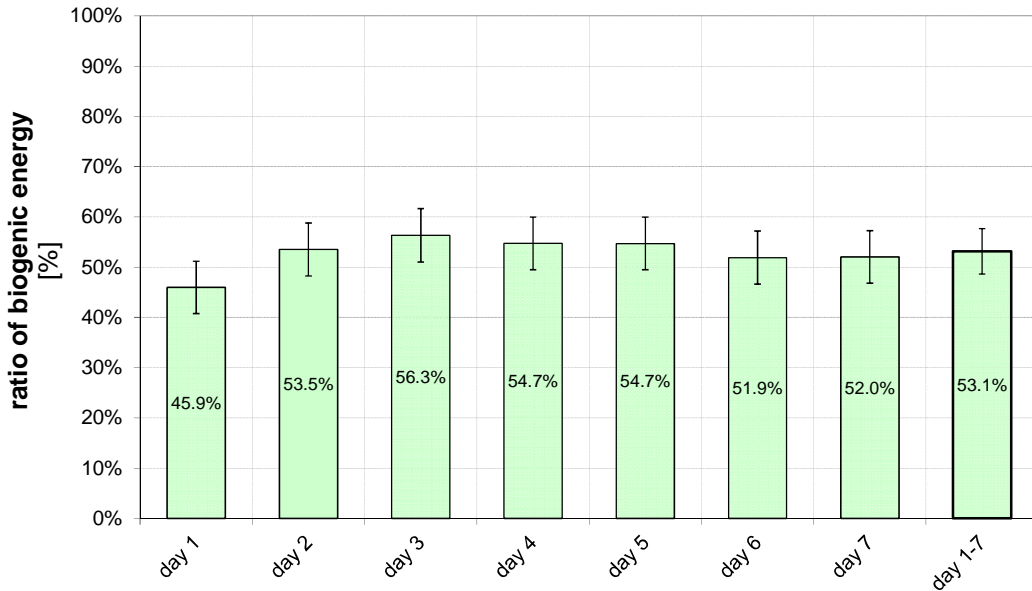


Figure 5-6 Average ratio of energy from biogenic sources in the waste feed for the single days (results of day 1 are uncertain due to abrupt changes in the flue gas composition, for day 4 only 58% of the operating data have been used, hence also for this day results are uncertain). The error bars indicate a confidence interval of 95%.

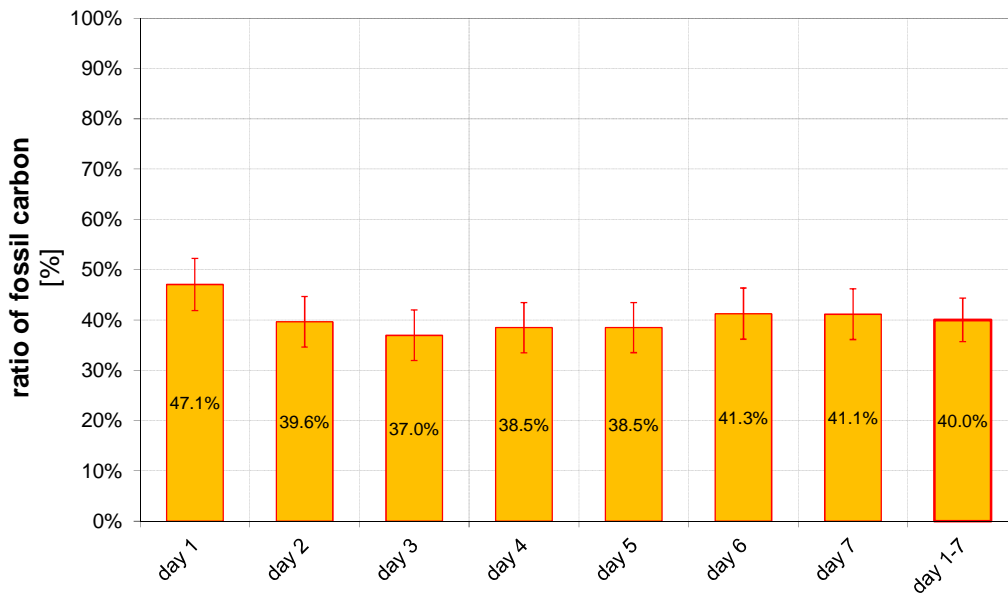


Figure 5-7 Average ratio of fossil carbon in the waste feed for the single days results of day 1 are uncertain due to abrupt changes in the flue gas composition, for day 4

only 58% of the operating data have been used, hence also for this day results are uncertain). The error bars indicate a confidence interval of 95%.

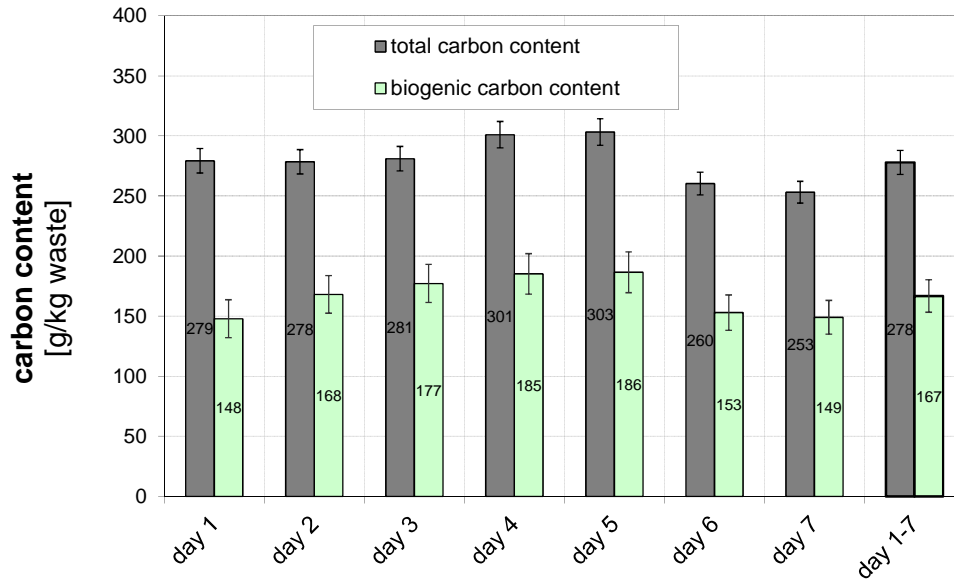


Figure 5-8 Average total and biogenic carbon content in the waste feed for the single days (for day 1 results of day 1 are uncertain due to abrupt changes in the flue gas composition, for day 4 only 58% of the operating data have been used, hence also for this day results are uncertain). The error bars indicate a confidence interval of 95%.

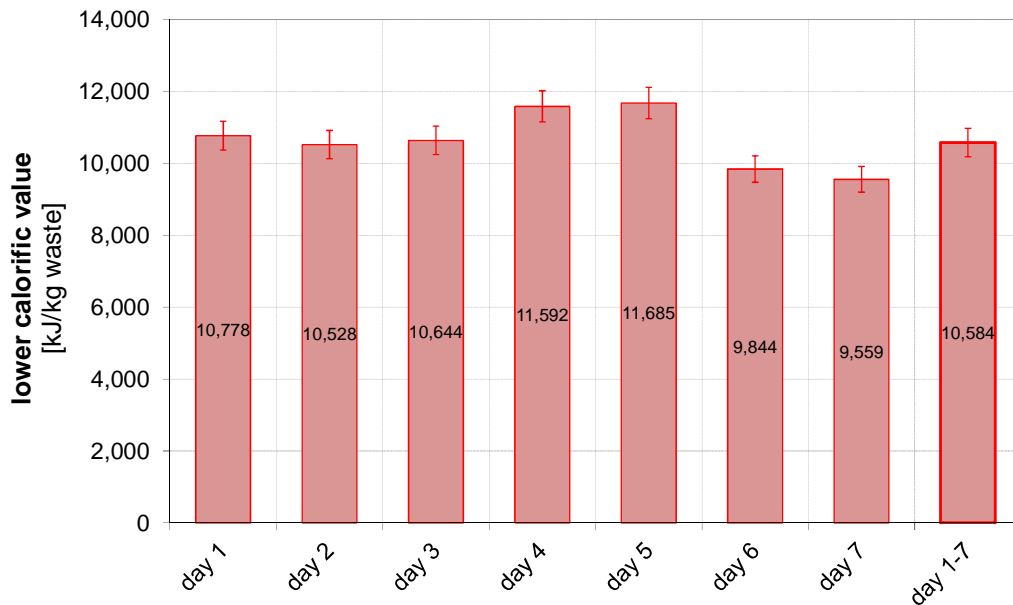


Figure 5-9 Average calorific value of the waste feed for the single days (for day 4 only 58% of the operating data have been used, hence also for this day results are uncertain). The error bars indicate a confidence interval of 95%.



6 References

- (1) Fellner, J.; Cencic, O.; Rechberger, H. A new method to determine the ratio of electricity production from fossil and biogenic sources in waste-to-energy plants. *Environmental Science & Technology* 2007, 41, 7, p. 2579-2586.
- (2) Fellner, J.; Cencic, O.; Rechberger, H. Verfahren zur Ermittlung der Anteile biogener und fossiler Energieträger sowie biogener und fossiler Kohlendioxidemissionen beim Betrieb von Verbrennungsanlagen (Bilanzenmethode). Austrian Patent no. A539/2005, March 29, 2005, Austria.
- (3) Priester, T.; Köster, R.; Eberle, S.H. Charakterisierung kohlenstoffhaltiger Bestandteile in Hausmüllverbrennungsschlacken unter besonderer Berücksichtigung organischer Stoffe. *Müll & Abfall* 1996, 6, 387-398.
- (4) Skutan, S.; Brunner P.H. Stoffbilanzen mechanisch-biologischer Anlagen zur Behandlung von Restmüll (SEMBA). Institute for Water Quality, Resources and Waste Management, Vienna University of Technology, Vienna, 2006.
- (5) AGW Emissionsabschätzung für Kehrichtschlacke (Projekt EKESA). Schlussbericht. Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich. Switzerland, 1992.
- (6) Fellner, J.; Cencic, O.; Rechberger, H. Verfahren zur Ermittlung der Anteile biogener und fossiler Energieträger sowie biogener und fossiler Kohlendioxidemissionen beim Betrieb von Verbrennungsanlagen (Bilanzenmethode). European Patent application, March 28, 2006, Austria.



7 Appendix

7.1 Chemical composition of biogenic and fossil matter

According to Fellner et al. (2006) the following elementary composition of organic matter can be assumed:

Table 7-1 Chemical composition of biogenic and fossil matter

Material group	C-content		H-content		S-content		N-content		O-content	
	[kg/kg water and ash-free]									
	mv	sd	mv	sd	mv	sd	mv	sd	mv	sd
biogenic matter	0,483	0,0031	0,065	0,0008	0,0012	0,0003	0,008	0,003	0,441	0,0053
fossil matter	0,779	0,018	0,112	0,0056	0,003	0,0015	0,014	0,005	0,058	0,016

7.2 Symbols

m_I, m_B, m_F, m_W	Mass fraction of inert, biogenic and fossil organic matter and water [kg/kg]
c_B, c_F	Concentration of carbon of the combustible fraction of the biogenic and fossil matter, respectively [kg/kg _{ash- and moisture-free}]
a_{waste}	Average ash content of the waste feed [kg/kg]
c_{waste}	Average carbon content of the waste feed [kg/kg]
HV_{waste}	Average lower heating value of the waste feed [MJ/kg]
HV_B	Average lower heating value of biogenic matter [MJ/kg]
HV_F	Average lower heating value of fossil matter [MJ/kg]
$o_2^c_{waste}$	Average O ₂ consumption during the combustion of the waste [moles O ₂ /kg]
$o_2^c_B$	O ₂ consumption during the combustion of biogenic matter [moles O ₂ /kg]
$o_2^c_F$	O ₂ consumption during the combustion of fossil matter [moles O ₂ /kg]

Δoc_{waste}	Average difference between O ₂ consumption and CO ₂ production during the combustion of the waste [moles O ₂ -CO ₂ /kg]
Δoc_B	Difference between O ₂ consumption and CO ₂ production during the combustion of biogenic matter [moles O ₂ -CO ₂ /kg]
Δoc_F	Difference between O ₂ consumption and CO ₂ production during the combustion of fossil matter [moles O ₂ -CO ₂ /kg]
WS	Wet substance
DS	Dry substance
mv	Mean value
sd	Standard deviation

Bilag 11: Beskrivelse af WS.BioCarbon Prediction Model

Short description of the WS.Biocarbon prediction model.

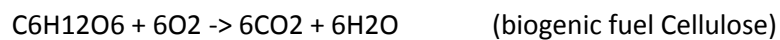
Mogens Weel, Weel & Sandvig

Scion DTU, Diplomvej bygn. 377, 2800 Lyngby. E-mail. mwh@weel-sandvig.dk

The WS.BioCarbon Prediction model is a cost effective software model used for determination of the biogenic fraction of the Waste incinerated in Waste-To-Energy Plants. The software model uses input from existing sensors, typically installed in DCS system for process control or for compliance with emission legislation. In addition, the WS.BioCarbon predictor will give information on the accuracy of the plant balance, which makes the WS.BioCarbon predictor a valuable tool to identify measurement errors in the main plant instrumentation.

The WS.Biocarbon prediction model is based on a simple relationship between the combustion products from species with different basic composition.

For example, if we have two simple species as Cellulose and PE the oxygen demand for complete combustion could be found by the stoichiometric balances



For each mole of C, 1 mole of oxygen is needed. The above reactions require 1 mole $O_2/C_{\text{Cellulose}}$ and 1.5 mol $O_2/C_{\text{Polyethylen}}$.

With this in mind, there is a distinguish relationship between the O_2 consumption from biogenic and fossil fuel source, which could be used for finding the biogenic fraction of the waste.

The WS.BioCarbon use the following inputs as represented in table 1. The location of the measurements and inputs is shown in figure 1. Exemplified by the data from 'Affald Plus' in Næstved; DK, Where the WS.BioCarbon predictor is tested in a benchmark analysis.

Table 1

Input (typically) to model	Affald plus (used values)
Bio fuel average Composition ($C_1H_{1.6149}O_{0.68478}Cl_nN_mS_x$) used as average	X
Fossil fuel average Composition ($C_1H_{1.611472}O_{0.03412}Cl_{n1}N_{m1}S_{x1}$) used as average	X
Combustion air:	
Humidity (combustion air)	X (from DMI data)
CO2 combustion air	X
O2 Combustion Air	X
Ar Combustion air	(standard value assumed)
Ambient Temperature combustion air	DMI data
Ambient pressure	DMI data
Flue CO2 content	X
Flue O2 Content	X
Flue H2O Content	X
Feed water flow	X
Steam Flow	X
Feed water temp.	X
Super heat steam temperature	X
Steam boiler pressure	X
Flue gas boiler exit temperature	X
Flue gas flow	X
Slag flow (bottom ash)	X
Ash/slag ignition loss	Assumed value
Boiler loss (convection and radiant losses)	Assumed value
External surplus heat	
Aux burner load	X
Boiler furnace site water/steam injection	X
Temperature furnace average	

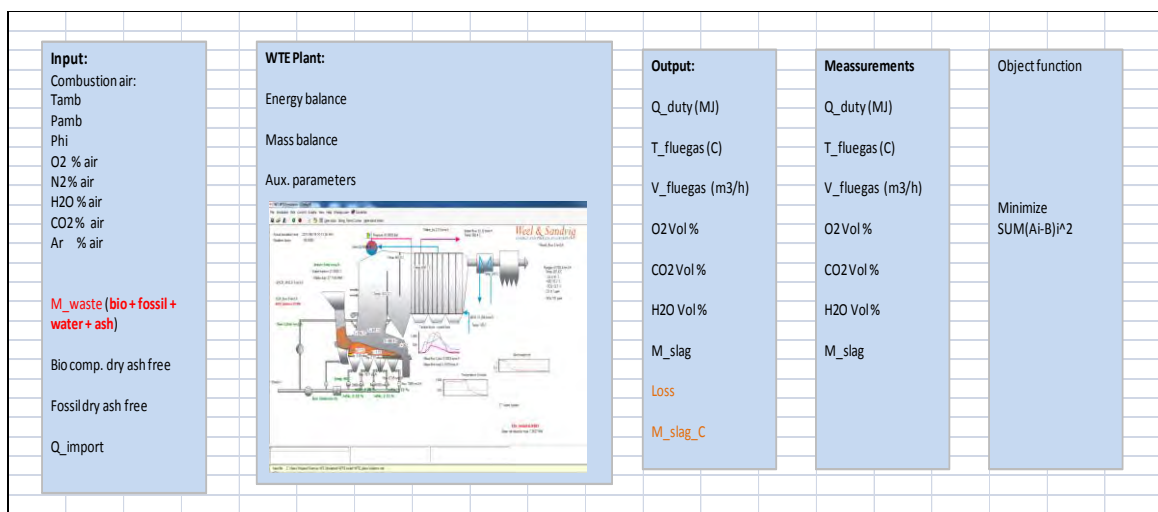


Figure 1. Input/output WS.BioCarbon and location of measurements

The composition of biocarbon waste could be found from data reduction using the databases such as Phyllis [<http://www.ecn.nl/phyllis/>] and biolex [<http://biolex.dk-teknik.dk/cms/site.aspx?p=4289>]. The average fossil fuel composition data is derived from an inventory of plastic in Danish municipal waste [Hulgaard et al. 2003]

To find the biocarbon fraction of the waste we need to solve the following 4 equations;

- Mol balance of flue gas, combustion air and dry combustibles:

$$N*(C_1H_{1.611472}O_{0.03412}Cl_nN_mS_x) + M*(C_1H_{1.6149}O_{0.68478}Cl_{n1}N_{m1}S_{x1}) + NM_{air} = a*O_{2_flue} + b*CO_{2_flue} + c*H_2O_{flue} + d*N_2 + e*SO_2 + f*HCl$$
- Energy Balance:

$$Q_{fuel} = N_{mass} * Q_{fossil} + M_{mass} * Q_{bio}$$

$$Q_{fuel} = M_{steam} * (h_{steam} - h_{feedwater}) + Q_{w/s_inj} + Q_{flue} + Q_{losses} - Q_{external}$$
- Mass balance:

$$M_{fuel} = M_{mass, fossil} + M_{mass, bio} + M_{slag} + M_{water\ in\ fuel}$$

Where:

N mol fossil

M mol biomass

Q_{fuel} Heat input from waste

Q_{FOSSIL} Lower heating of fossil waste

Q_{bio} Lower heating value Biomass waste

N_{mass} Massflow fossil waste

M_{mass} Massflow biomass waste

M_{steam} Steam flow

h_{steam} Enthalpi super heated steam

$h_{feedwater}$ Enthalpi feedwater

Q_{w/s_inj} Heat flow from water steam injection

Q_{flue} Heat loss with flue gas

Q_{losses} Radiation and convective boiler loss and ignition loss (slag & flyash)

$Q_{externa}$ heat added from external sources

The system of equations is solved for a solution, which best fit the variables by optimisation of the non linear object function equal to the sum of squared error of the calculated model values minus the predicted values.

An example is shown in figure 2, where the optimised predicted and measured values are shown. In the object function we have included a weight factor for each model input. The weight factor reflects the expected uncertainty of the model input.

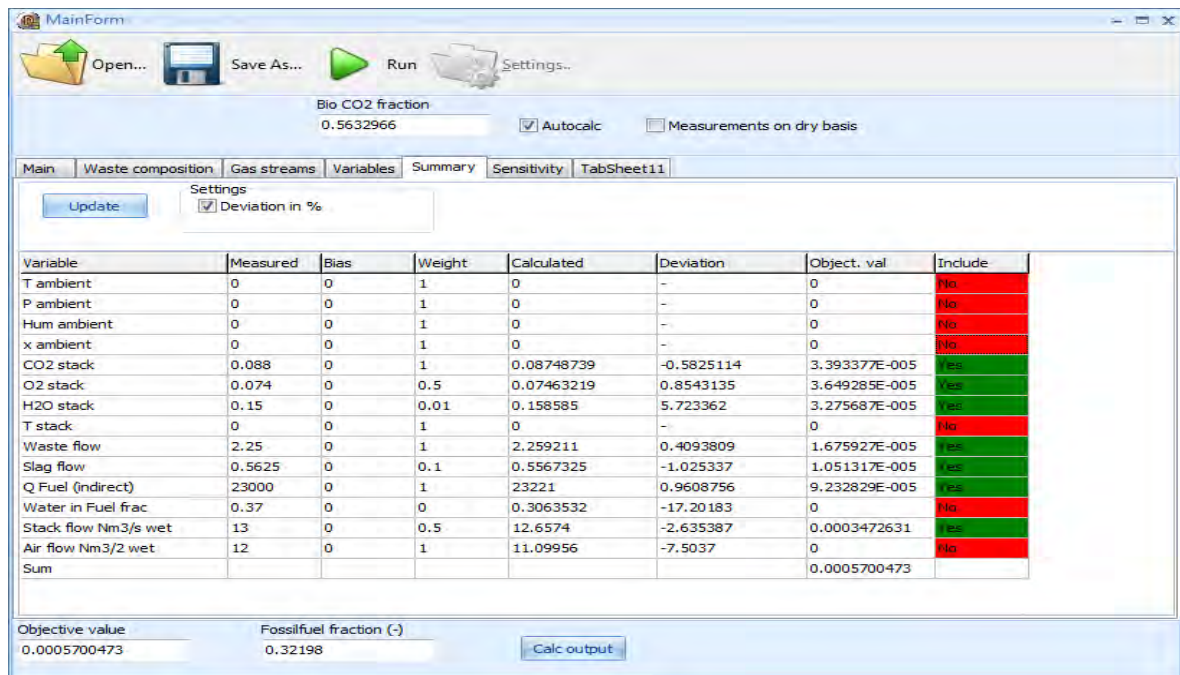


Figure 2. Data optimization of derived input parameters WS.BioCarbon.

Uncertainty of the WS.Biocarbon model:

The accuracy of the WS.BioCarbon model could be estimated from the uncertainty budget of the different inputs to the model. The 95 % confidence is derived by taking the Root of the sum of the sensitivity to the biocarbon fraction predicted from expected measurement errors and assumptions.

The presented is based on average of 24 hours sampling period on a waste to energy plant. By shorter time averaging the errors from the composition of the fossil fraction will be more pronounced. Furthermore the waste input flow from the grab to the feed hopper will be more uncertain. In the table 2 below the estimated uncertainty covering 95 % confidence is presented.

To give a rough estimate of the prediction error from the ultimate scatter in the fossil fraction of the waste composition (plastic waste) by changing the plastic composition is investigated. The result is show in table 3. For longer periods the scatter in the fossil fuel composition will be moderate and therefore only give limited penalty on the prediction accuracy of the WS.BioCarbon model. For short sampling periods (less than 24 hours) it's clear that the error from the scatter in the fossil part of the waste will have a more pronounced influence on the result.

Table 2

95 % of values are within from 24 hours average sampling data	% Uncertainty on parameter	% uncertainty on biocarbon fraction
Slag	30	3.0
M_Waste	5	3.6
Q_Waste	3	1.1
CO2	2	8.1
O2	1.5	8.1
Flue gas flow	10	8.6
H2O	20	0.8
Bio_composition average		2
Fossil Composition average		10
SUM Ophob 95 %		18.3

Table 3

Sensitivity analysis Plastic composition	Waste % Bio carbon content predicted	Error BioCarbon %
Basic average fossil composition	66	Assumed = 0
Fossil = PVC	76	15
Fossil = PE	76	15
Fossil = PET	100	52

Benchmark test of WS.BioCarbon:

Weel & Sandvig has participated in a bench mark project administrated by DTU Environment. The benchmark test has been carried out on W-T-E plant owned by AffaldPlus in Denmark.

In the first measurement campaign the waste compositions was artificially mixed to see the result from the C14- analysis and the WS.BioCarbon model.

In figure 3 the result from the WS.BioCarbon Prediction is shown for the first campaign at Affaldplus from 18 May to 5 June 2010. In the figure the result are shown together with the result from a parallel Carbon 14 measurement in the flue gas. From the figure it could be seen

that the prediction method present Biogenic content which are close to the Carbon 14 measurement.

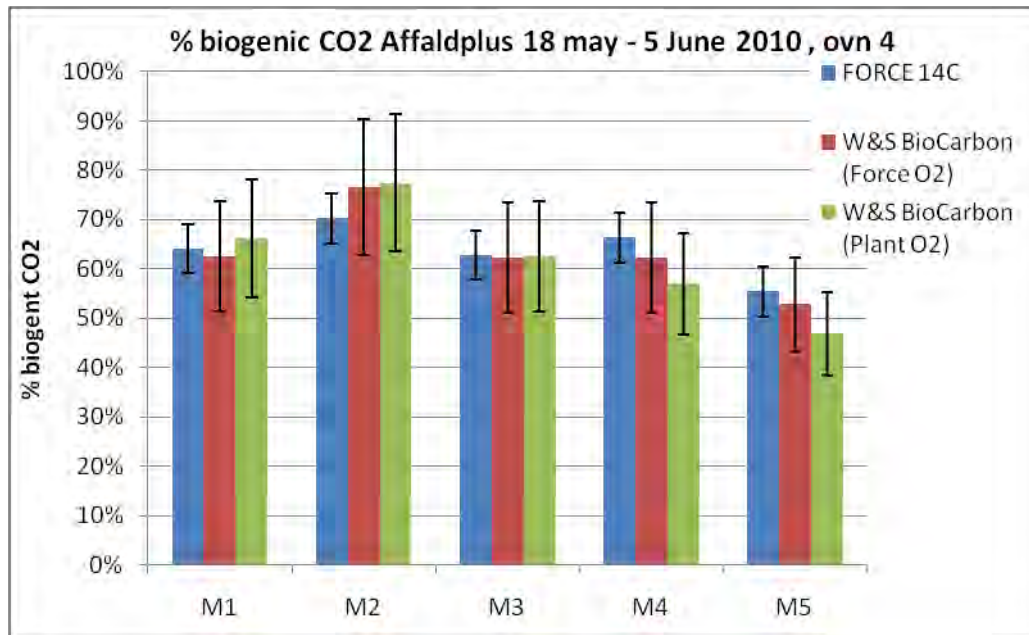


Figure 3. Results of % Biogenic Carbon by C14-analysis and from the WS.BioCarbon Prediction Model. Error bars for 95 % confidence are displayed.

The second campaign took place from 25 August to 1 September 2010. The result from the second campaign is shown in figure 4. As it could be seen there is very good agreement between the WS.BioCarbon Prediction model and the flue gas C14 analysis.

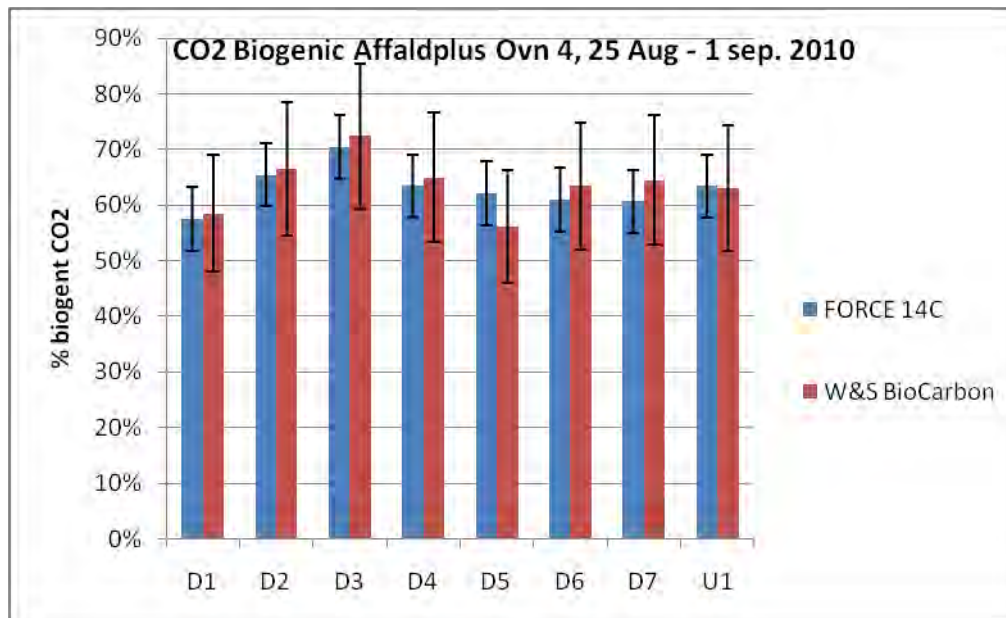


Figure 4. Results of % Biogenic Carbon by C14-analysis and from the WS.BioCarbon Prediction Model. Error bars for 95 % confidence are displayed.

A sensitivity chart on the result of the predicted Biogenic fraction of the waste by manipulating main input parameters by +/- 10 % is shown in figure 5. From the figure it could be seen that sensitivity to the accuracy of fluegas CO₂ and O₂ are extremely important to achieve good result.

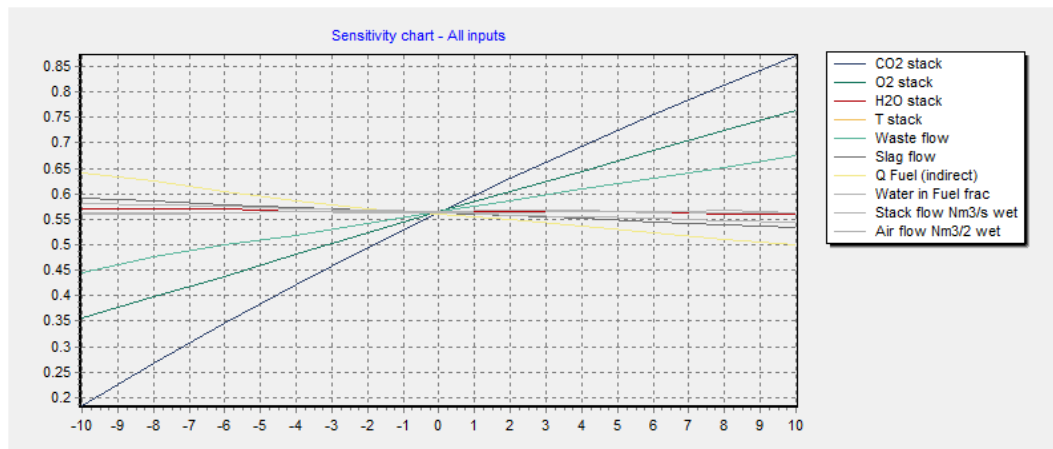


Figure 5. Sensitivity from measurements error on WS.Biocarbon values from. Ref. value =0.56.